



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

---

**DESARROLLO DE UN INDICE MULTIMÉTRICO CON  
BASE EN LAS COMUNIDADES DE  
MACROINVERTEBRADOS PARA LA EVALUACIÓN DEL  
ESTADO ECOLÓGICO DE RÍOS DEL DEPARTAMENTO  
DE BOYACA, COLOMBIA.**

**Daniel Alexander Sánchez**

Universidad Nacional de Colombia  
Facultad de Ciencias, Departamento de Biología  
Bogotá, Colombia  
2017

# **DESARROLLO DE UN INDICE MULTIMÉTRICO CON BASE EN LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS PARA LA EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE RÍOS DEL DEPARTAMENTO DE BOYACA, COLOMBIA.**

**Daniel Alexander Sánchez**

Tesis o trabajo de investigación presentada(o) como requisito parcial para optar al título  
de:

**Magister en Ciencias (MSc.) - Biología**

Director:

**Dr. Gabriel Antonio Pinilla Agudelo**

Profesor Titular

Departamento de Biología

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ciencias, Departamento de Biología

Bogotá, Colombia

2017

*Para Lina, Emmanuel y Adaluna. Gracias por ser la hermosa inspiración de mí vida y por la infinita paciencia y apoyo con la que me permitieron embarcarme en esta aventura.*



## **Agradecimientos**

Deseo agradecer de manera muy atenta a las siguientes personas e instituciones:

A Gabriel Antonio Pinilla, Departamento de Biología – Universidad Nacional de Colombia, por sus valiosos aportes al documento y por su trabajo basado en la integridad biótica para evaluar cuerpos de agua en el país, que ha sido fuente de inspiración para el desarrollo de esta tesis.

A Bioimpacto S.A.S por la financiación del proyecto y el apoyo logístico en campo y en el laboratorio.

Al Laboratorio Proicsa Ingeniería S.A.S por los análisis fisicoquímicos.

A Mario García y Jossian Díaz, Departamento de Biología – Universidad Nacional de Colombia, por su acompañamiento en campo.

Al programa de Maestría en Ciencias – Biología, Departamento de Biología – Universidad Nacional de Colombia, por la formación recibida pues me ha ayudado a crecer como profesional e investigador.

A mi hermosa familia; mi Esposa Lina, quien con su amor y perseverancia me cuido e impulso para finalizar mi maestría, y a mis hermosos hijos Emmanuel y Adaluna, quienes con sus risas, juegos y sollozos acompañaron la escritura de estas páginas.



## Resumen

Para aportar una herramienta útil y robusta necesaria para la caracterización de cuerpos de agua, se elaboró un índice multimétrico de integridad biótica basado en los macroinvertebrados para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca alta y media del Río Chicamocha. Se caracterizaron parámetros fisicoquímicos y biológicos (comunidad de macroinvertebrados acuáticos) en tres estaciones de referencia (con características prístinas) y nueve estaciones perturbadas (por alteraciones de deforestación, alteración de hábitats fluviales y vertimientos domésticos e industriales). Las estaciones de muestreo pertenecen en total a cinco ríos y quebradas de la cuenca alta y media del Río Chicamocha, incluyendo la corriente principal (Río Chicamocha), caracterizadas durante la temporada seca de los meses de noviembre y diciembre de 2015. Los parámetros fisicoquímicos se usaron para determinar el gradiente de estrés de la cuenca mediante análisis de componentes principales (ACP) y correlaciones bivariadas, obteniendo en las estaciones de referencia altos valores de saturación de oxígeno y en las perturbadas altos valores de conductividad y temperatura. La composición de la comunidad de macroinvertebrados se usó en el cálculo de 21 métricas candidatas a componer el índice, agrupadas en las categorías de: riqueza y composición taxonómica, abundancia, composición trófica y tolerancia/intolerancia a la contaminación, además mediante un análisis de correspondencia canónica (ACC) se determinó la relación entre dicha composición de los macroinvertebrados y las variables ambientales, para determinar que métricas incrementaban o disminuían respecto al gradiente de perturbación. Posteriormente, los resultados de los análisis multivariados (ACP) se correlacionaron con las 21 métricas candidatas para determinar cuáles de estas evidenciaban fielmente los cambios de estrés en el gradiente ambiental, incluyendo para esto además un cálculo de su Eficiencia Discriminativa (ED) entre estaciones prístinas y perturbadas. El índice finalmente incluyó seis métricas: Riqueza de familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT), % Ephemeroptera, % Plecoptera, Abundancia total de individuos, % Filtradores e índice BMWP. Con los valores de los

percentiles de las métricas en las estaciones de referencia se categorizaron las escalas de variación del índice, con los cuales tras la aplicación del índice multimétrico se definieron ríos con *Muy buenas* y *Buenas* calidades biológicas, así como otros con calidad biológica de *Mala* a *Pésima*. El índice propuesto fue validado positivamente con una base de datos independiente en una cuenca cercana a la estudiada, además de ser comparado con otros índices de calidad biológica unimétricos (índices biológicos de diversidad verdadera, índice EPT, BMWP/Col, ASTP y ABI), por lo que se evidenció su robustez y eficacia para determinar la calidad biótica de cuerpos de agua en la escala espacial de cuenca. De esta forma se concluyó su gran idoneidad para medir la calidad ecológica del agua dada su gran sensibilidad a las perturbaciones ambientales, por lo que se considera una herramienta apropiada para evaluar y monitorear la cuenca de estudio, por ejemplo en actividades de valoración de la restauración ecológica o en procesos de ordenamiento y planificación de cuencas hidrográficas.



# Contenido

	Pág.
<b>Resumen.....</b>	<b>VII</b>
<b>Lista de figuras .....</b>	<b>XI</b>
<b>Lista de tablas .....</b>	<b>XII</b>
<b>1. Capítulo 1. Introducción .....</b>	<b>15</b>
1.1 Hipótesis .....	16
<b>2. Capítulo 2. Objetivos .....</b>	<b>17</b>
2.1 Objetivo general .....	17
2.2 Objetivos específicos .....	17
<b>3. Capítulo 3. Marco teórico .....</b>	<b>19</b>
3.1 Modelos conceptuales de funcionamiento de los ríos .....	19
3.2 Bioindicación y estado ecológico del agua .....	21
3.3 Índices basados en macroinvertebrados como indicadores de la calidad de los ríos .....	23
<b>4. Capítulo 4. Metodología.....</b>	<b>28</b>
4.1 Área de estudio.....	28
4.2 Principales actividades antrópicas en la cuenca.....	32
4.3 Establecimiento de las condiciones de referencia .....	33
4.4 Muestreos de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos .....	35
4.5 Variables ambientales .....	35
4.6 Análisis estadísticos de composición y estructura, completitud del muestreo y diversidad alfa .....	35
4.7 Macroinvertebrados y su relación con las variables ambientales .....	36
4.8 Desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de la cuenca media del Río Chicamocha.....	37
4.8.1 Determinación del gradiente de estrés de la cuenca .....	37
4.8.2 Diseño del índice multimétrico .....	37
4.9 Validación del índice multimétrico .....	40
4.10 Evaluación de índices biológicos y su relación con el gradiente de estrés .....	40
<b>5. Capítulo 5. Resultados .....</b>	<b>42</b>
5.1 Caracterización ambiental de la cuenca.....	42
5.1.1 Variables ambientales fisicoquímicas del agua.....	42
5.1.2 Índice de calidad del bosque de ribera (QBR).....	43
5.1.3 Índice de hábitat fluvial (IHF) .....	44
5.1.4 Valoración por perturbación.....	44
5.2 Composición de macroinvertebrados .....	45
5.2.1 Riqueza, abundancia y gremios tróficos de los taxa .....	45
5.2.2 Análisis estadísticos de completitud del muestreo y diversidad alfa.....	46
5.2.3 Macroinvertebrados y su relación con las variables ambientales.....	49
5.3 Desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de la cuenca media del Río Chicamocha.....	51

5.3.1	Determinación del gradiente de estrés de la cuenca .....	51
5.3.2	Selección de las métricas de calidad biológica .....	52
5.3.3	Diseño y propuesta del índice multimétrico para la cuenca del Río Chicamocha.....	53
5.4	Aplicación del índice multimétrico en la cuenca media del Río Chicamocha ..	54
5.5	Validación del índice multimétrico .....	55
5.6	Relación entre índices biológicos y el gradiente de estrés .....	57
<b>6.</b>	<b>Capítulo 6. Discusión.....</b>	<b>59</b>
<b>7.</b>	<b>Capítulo 7. Conclusiones y recomendaciones .....</b>	<b>67</b>
7.1	Conclusiones .....	67
7.2	Recomendaciones .....	68
<b>8.</b>	<b>Capítulo 8. Bibliografía .....</b>	<b>69</b>
<b>9.</b>	<b>ANEXOS.....</b>	<b>77</b>

## Lista de figuras

	<b>Pág.</b>
Figura 1. Esquema del proceso de desarrollo y aplicación de un índice biótico integrado según la EPA (Tomado de Segnini 2003).....	26
Figura 2. Mapa de microcuencas de la zona de transición de la Cuenca Alta a la Cuenca Media del Río Chicamocha, señalando las estaciones de muestreo. Los nombres de los sitios corresponden a las abreviaturas de la Tabla 2. ....	29
Figura 3. Abundancia absoluta de los órdenes taxonómicos de macroinvertebrados a nivel de cuenca. ....	45
Figura 4. Abundancia relativa de los gremios tróficos para los macroinvertebrados de la Cuenca del Río Chicamocha .....	46
Figura 5. A y B. Curvas de acumulación de especies para la comunidad de macroinvertebrados. S (est): curva acumulada de especies observadas.....	47
Figura 6. Análisis de correspondencia canónica (CCA) para los parámetros fisicoquímicos y las especies de macroinvertebrados con sus sitios de muestreo. Puntos en azul: morfoespecies de macroinvertebrados. Puntos en negro: estaciones de muestreo. Las abreviaturas de los sitios se definen en la Tabla 2 y las de los taxones en el ANEXO E. ....	51
Figura 7. Análisis de componentes principales (ACP) con la ubicación de las estaciones de muestreo según el gradiente ambiental definido por las variables fisicoquímicas.....	52
Figura 8. Relación entre los índices diversidad verdadera, índice EPT, BMWP/Col, ASTP, ABI y el índice multimétrico propuesto frente al gradiente de estrés de las cuencas alta y media del Río Chicamocha. Cada gráfica muestra el coeficiente de regresión ajustado ( $R^2$ ) para cada índice.....	58

# Lista de tablas

	Pág.
Tabla 1. Atributos potenciales de los macroinvertebrados bénticos para evaluar la condición biológica del agua de ríos (Tomado de Segnini 2003). .....	26
Tabla 2. Coordenadas y elevaciones de las estaciones de muestreo.....	28
Tabla 3. Métricas candidatas para conformar el índice multimétrico y su respuesta hipotética frente a la degradación antrópica. Modificado de Prat et al. (1999) y Moya et al. (2011).....	38
Tabla 4. Valores del Índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR) para las estaciones de muestreo en las cuencas alta y media del Río Chicamocha. Rojo: calidad deficiente; naranja: calidad mala; amarillo: calidad media. Las abreviaturas de los sitios se definen en la Tabla 2. ....	43
Tabla 5. Valores del Índice de Hábitat Fluvial (IHF) para las estaciones de muestreo en las cuencas alta y media del Río Chicamocha. Rojo: calidad muy mala; naranja: calidad mala; amarillo: calidad media; verde: calidad buena. Las abreviaturas de los sitios se definen en la Tabla 2. ....	44
Tabla 6. Calificación de la Valorización por perturbación para las estaciones de muestreo en las cuencas alta y media del Río Chicamocha. Rojo: alteración muy fuerte; naranja: alteración fuerte; amarillo: alteración media; azul: alteración baja; verde: poca o ninguna alteración. Las abreviaturas de los sitios se definen en la Tabla 2.....	44
Tabla 7. Familias taxonómicas más abundantes en la totalidad de estaciones de muestreo. ....	45
Tabla 8. Valores del índice de diversidad verdadera para la comunidad de macroinvertebrados para toda la cuenca y por estación de muestreo. Las abreviaturas de las estaciones se definen en la Tabla 2.....	48
Tabla 9. Métricas seleccionadas para la elaboración del índice multimétrico de las cuencas alta y media del Río Chicamocha, presentado su atributo ecológico, respuesta hipotética ante la perturbación y Eficiencia Discriminativa.....	53
Tabla 10. Índice multimétrico de las cuencas alta y media del Río Chicamocha con las fórmulas de estandarización.....	54

Tabla 11. Integridad biótica de la comunidad de invertebrados y calificación de la calidad ecológica de los cuerpos de agua de las cuencas alta y media del Río Chicamocha. .... 54

Tabla 12. Calidad biótica con el uso del Índice multimétrico de la cuenca media del Río Chicamocha a través del uso de una base de datos independiente. Se presenta asociado a la calificación con el índice multimétrico la asignación de color para facilitar su interpretación. Las abreviaturas de los sitios se definen en la Tabla 2. .... 55

Tabla 13. Resultados del análisis fisicoquímico y microbiológico, índices ICOMO, BMWP/Col y QBR de las estaciones de muestreo en el Santuario de Flora y Fauna Iguaque (Tomado de Luna 2009). .... 56

Tabla 14. Validación del Índice multimétrico de la cuenca media del Río Chicamocha a través del uso de una base de datos independiente. Se presentan la calificación con base en el índice multimétrico y la asignación del color correspondiente para facilitar su interpretación. .... 57



# 1.Capítulo 1. Introducción

El Río Chicamocha se considera como uno de los más importantes de la región centro-oriental de Colombia al drenar aproximadamente la tercera parte del Departamento de Boyacá. En las cuencas alta y media de este río se ubican ciudades como Tunja, Paipa, Duitama, Sogamoso y otros municipios que por sus actividades agropecuarias e industriales, provocan un fuerte impacto sobre las condiciones ecológicas de sus fuentes de agua. La presencia de canales de drenaje, el aporte de aguas residuales, el funcionamiento del corredor Industrial Paipa-Duitama–Sogamoso, la minería de materiales de construcción y de carbón, la fabricación de ladrillo, cemento y acero y la intensa actividad agrícola y ganadera, generan el 90% de la contaminación del río Chicamocha, considerado como uno de lo más degradados ambientalmente en Colombia (Corpoboyaca 2006).

Las afectaciones antrópicas de este tipo han generado a lo largo del tiempo la necesidad de evaluar la influencia de la actividad humana sobre los sistemas acuáticos a través de mediciones de la calidad del agua, las cuales pueden estar fundadas en características físicas, químicas, biológicas o en una combinación de las mismas.

Dada esta necesidad, se han empleados a los organismos biológicos como indicadores de calidad de los cuerpos de agua, denominándolos como “bioindicadores”. Entre ellos se presentan las bacterias, los protozoos, las algas, las macrófitas, los macroinvertebrados y los peces (De Pauw *et al.* 1992). Estos organismos presentan diversos límites de tolerancia frente a una determinada alteración, por lo que algunos de ellos se presentan como intolerantes o sensibles a cierto disturbio y otros como tolerantes o no afectados por la contaminación (Alba Tercedor 1996, Rosenberg & Resh 1993).

Desde hace más de un siglo se han documentado algunas relaciones entre las comunidades de macroinvertebrados acuáticos y la degradación de los cuerpos de agua (e.g., Kolkwitz & Marsson 1908, Hilsenhoff 1977). Sin embargo, muchos de estos estudios están dirigidos a detectar una única forma de degradación, ya sea por contaminación orgánica, acidificación, actividad minera o actividades agrícolas.

Ahora bien, estos métodos de evaluación se han vuelto cada vez más sofisticados con el surgimiento y desarrollo de índices multimétricos, que fueron inicialmente desarrollados para comunidades de peces (Karr 1981) y más recientemente para comunidades de macroinvertebrados, para los cuales se han desarrollado numerosos protocolos de investigación basados en éste enfoque (DeShon 1995, Yoder & Rankin 1995, Stribling *et al.* 1998, Barbour *et al.* 1999, Maxted *et al.* 2000, Royer *et al.* 2001, Weigel *et al.* 2002, Klem *et al.* 2003, Wiseman 2003).

El desarrollo de estos índices multimétricos se fundamenta a su vez en diversas teorías del funcionamiento de los ríos y quebradas, las cuales reconocen la integridad biótica de un ecosistema acuático como la capacidad del mismo de soportar y mantener una

comunidad de organismos adaptable, balanceada e integrada con una composición y diversidad de especies y una organización funcional adecuadas (Karr & Dudley 1981). Por ello, cualquier tipo de disturbio que se genere en el sistema provocará un cambio en dicha comunidad de organismos dentro de un gradiente de disturbio, en el cual en un extremo estarán las condiciones no aptas para la vida (contaminación excesiva) y en el otro, opuesto, las que mantiene una comunidad biótica saludable (Segnini 2003).

Dada la importancia que tienen los ríos para las comunidades humanas, es necesario determinar su calidad e integridad desde un punto de vista de funcionalidad ecológica. Por ello, en este estudio se desarrolló un índice multimétrico que puede servir como herramienta de biomonitorio para evaluar la integridad biótica, la biodiversidad acuática y la calidad biótica en estos ecosistemas lóticos, específicamente en los de la Cuenca media del Río Chicamocha. Este tipo de índices permite generar herramientas útiles para la valoración, el seguimiento, el manejo y la conservación de los ambientes acuáticos de esta región andina.

## **1.1 Hipótesis**

La comunidad de macroinvertebrados acuáticos presenta, a nivel de familia, una alta variabilidad en cuanto a la tolerancia e intolerancia a la degradación ambiental con cambios en su composición y distribución, lo cual permitirá desarrollar un índice multimétrico para evaluar la calidad biológica de una determinada cuenca, en la cual las actividades antrópicas provocan cambios físicos, químicos e hidromorfológicos que afectan la calidad del agua.



## **2. Capítulo 2. Objetivos**

### **2.1 Objetivo general**

- Elaborar un índice multimétrico de integridad biótica basado en los macroinvertebrados para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca media del Río Chicamocha.

### **2.2 Objetivos específicos**

- Comparar los resultados del índice multimétrico con otros métodos biológicos para valorar la calidad ecológica de los ríos basados en los invertebrados acuáticos.
- Evaluar la validez y robustez del índice multimétrico propuesto.



## 3. Capítulo 3. Marco teórico

### 3.1 Modelos conceptuales de funcionamiento de los ríos

Gómez (2003) hizo un resumen de las principales teorías que se han desarrollado sobre el funcionamiento de los ecosistemas lóticos. Los párrafos que se presentan a continuación provienen en buena medida de dicha revisión. Los ríos, también denominados sistemas lóticos o fluviales, son corrientes de agua que desembocan en otros ríos, en lagos o en el mar. De esta manera, incluyen sistemas muy diversos, desde arroyos pequeños y temporales, hasta ríos grandes y caudalosos. Por supuesto, estos ambientes acuáticos pueden estar bajo condiciones muy diversas, tanto naturales (clima, geología, topografía, vegetación) como de impactos humanos. Por ello la fisonomía de los cauces, el régimen hidrológico (permanente/temporal), el tipo e intensidad de las perturbaciones (riadas, sequías, encauzamientos, represamientos, etc.), y la calidad de sus aguas (grado de mineralización, eutrofización, saprobiedad) pueden variar ampliamente de acuerdo a dichos condicionamientos ambientales. Se puede decir que independientemente de tal variabilidad, los sistemas lóticos tienen en común un cauce más o menos amplio, por el que discurre una corriente de agua, que transporta y deposita sedimentos (de diferente naturaleza) sobre su lecho (Gómez 2003).

Con respecto al funcionamiento de los ríos, el primer concepto teórico fue desarrollado por Vannote *et al.* (1980) y se denominó el “*río continuo*” (River Continuum Concept - RCC). En él, los sistemas fluviales son sistemas integrados longitudinalmente, con una fuerte dependencia entre el funcionamiento del río en su cuenca baja y aquellos procesos que tienen lugar en las cabeceras. Según este modelo la principal entrada de materia orgánica (energía) al sistema proviene de la vegetación ribereña, por lo cual la estructura de la comunidad de invertebrados acuáticos está fuertemente influenciada por esta fuente. Estos factores pueden cambiar a su vez según sea el orden del tramo del río (Vannote *et al.* 1980).

En este modelo del río continuo, la presencia de gradientes supone una fuente importante de variación que determina la composición de las especies, lo cual ya había sido conceptualizado por Huet (1954), al presentar el “*sistema de zonación*”, en el cual hay una división contigua de especies a lo largo del río, aplicada principalmente a la ictiología (p. e. zona de la trucha, zona del bardo o zona de la carpa). Así la distribución de los animales ha sido una de las primeras formas de subdividir un río en segmentos, en función de sus características ecológicas que fundamentalmente se relacionan con la pendiente (Margalef 1983). Sin embargo, para las comunidades hidrobiológicas esta subdivisión vista desde del concepto del río continuo responde a los procesos que se dan a nivel de todo el ecosistema. De esta manera, lo que ocurre en los tramos bajos es consecuencia de lo que pasa en los tramos altos, por lo que se produce una sucesión continua de especies a lo largo del río (Vannote *et al.* 1980).

A pesar de la utilidad de dicho concepto del río continuo, algunos investigadores señalan que ofrece una visión muy idealizada del funcionamiento de los ríos y quebradas. Además, dado que se desarrolló en la zona norte templada pueden existir diferencias geográficas, geológicas o de manejo a lo largo de un río, que generan cambios en la supuesta continuidad. Por lo tanto, pueden presentarse variaciones que influyen las comunidades bióticas, las cuales se adaptarán a las perturbaciones propias de cada río. En consecuencia, parecen existir condiciones locales tales como la variabilidad del caudal, el régimen de perturbaciones, el tipo de sustrato o la velocidad de la corriente, que podrían ser factores importantes en la estructuración de las comunidades bióticas (Barmuta 1989, Downes *et al.* 1998). Por ello Lake *et al.* (1986) indican que los modelos de distribución y abundancia de los grupos funcionales de organismos serían mucho más complejos que los postulados por el RCC.

A partir del concepto del río como un continuo, Webster & Patten (1979) y Elwood *et al.* (1981) describieron la manera como los nutrientes son asimilados, retenidos y transformados (reciclados) en los sistemas fluviales. Esta teoría se llama “*la espiral de nutrientes*” y ofrece un marco adecuado para describir y medir la variación espacial y temporal del transporte y utilización biótica de las sustancias disueltas en los ríos. El reciclado de nutrientes (“spiralling”) es un proceso importante, ya que la disponibilidad de estos elementos con frecuencia limita la tasa de crecimiento de los productores primarios y de los microorganismos heterótrofos. Igualmente, estas sustancias influyen en la tasa de descomposición de la materia orgánica (Elwood *et al.* 1981, Rosemond *et al.* 1993, Suberkropp & Chauvet 1995).

Gómez (2003) señala que las teorías descritas hasta aquí se refieren principalmente al origen y destino final de los recursos orgánicos y de los nutrientes inorgánicos en los ríos. Los dos modelos conceptuales (RCC y espiral de nutrientes) suponen que los sistemas fluviales son un continuo ininterrumpido, con gradientes físicos claros en sus condiciones ambientales desde la cabecera hasta su desembocadura. Sin embargo, en muchos casos el uso y manejo de los ríos genera una alternancia de tramos lóticos y lénticos (embalses). Surge entonces el concepto de las “*discontinuidades secuenciales*” (“serial discontinuity concept”) descrito por Ward y Stanford (1983). De acuerdo con esta teoría, los ríos no serían un continuo, sino más bien una serie de discontinuidades. Este concepto se aplica tanto a parámetros físicos e hidrológicos, como a variables poblacionales (p. e. modelos de abundancia de especies) y comunitarias (p.e. diversidad) o a escala global de funcionamiento del ecosistema (Gómez 2003).

Los modelos descritos hasta aquí implican un supuesto gradiente continuo o discontinuo en las condiciones ambientales, pero en realidad los sistemas fluviales presentan una elevada heterogeneidad física (Pringle *et al.* 1988, Townsend 1989). La distribución de las condiciones biofísicas obedece más a un patrón parchado a lo largo del eje longitudinal de los ríos, el cual resulta por la interacción entre las características bióticas y abióticas. En consecuencia, el funcionamiento y la estructuración de los sistemas fluviales se dan como respuestas a tales interacciones.

Es por ello que el entendimiento del funcionamiento de ríos y arroyos requiere reconocer la existencia de subsistemas que interactúan entre sí. Estos se conectan hidrológicamente, de tal forma que se mantiene un flujo de materia y energía que variará en el espacio y en el tiempo, y que se modificará según sean las características propias de cada río. Se ha demostrado que además del flujo de materia y energía unidireccional en el sentido de la gravedad, como lo postula el RCC, en un río también pueden darse movimientos aguas arriba (migraciones de peces, por ejemplo), y que existen flujos verticales y laterales. En estos flujos se vuelven muy importantes la vegetación riparia, la influencia animal y la estructura y función hiporréica (Gómez 2003).

Dado lo anterior, Junk y colaboradores (1989) destacaron la importancia de los subsistemas laterales y reconocieron la integración de las zonas aledañas con los cuerpos de agua lóticos como un solo conjunto funcional, razón por la cual la llanura de inundación hace parte del flujo de energía. Se establece así el “*concepto del pulso de comida o pulso de inundación*”. En esta hipótesis, el incremento en la productividad se da durante la crecida del río, pues al entrar el agua en contacto con la llanura de inundación, se presenta un intercambio de nutrientes, organismos y material orgánico.

De esta forma, la llanura de inundación tiene una gran participación en la dinámica de nutrientes, incidiendo por ejemplo en la asimilación, retención, y transformación de estos elementos a través de la presencia de la vegetación riparia que se establece en dicha llanura de inundación. Estos bosques riparios o ribereños tienen además una influencia importante sobre el funcionamiento del ecosistema acuático, pues afectan las tasas de crecimiento, las abundancia y la estructura de las comunidades biológicas (Vannote *et al.* 1980, Cummins *et al.* 1989, Stanley *et al.* 1991). Esto se debe a su aporte de material alóctono, que activa la vía trófica del detritus, así como por su efecto indirecto en la productividad primaria, dado el sombreado que generan (Gómez 2003).

Además de estos efectos de los flujos unidireccionales, verticales y laterales, la estructura de las comunidades se ve de igual forma afectada por las interacciones entre las especies, entre las cuales la competencia es la base de la “*hipótesis del disturbio intermedio*”, que propone que la máxima diversidad de una comunidad se alcanza con intensidades medias de disturbio (Vega & Peters 2003). La base de esta hipótesis es la competencia interespecífica, por lo cual se supone que una intensidad intermedia del régimen de disturbios provoca que las especies más competitivas no pueden excluir a la demás y esto permite el máximo estado de diversidad. Cuando el disturbio es mínimo no hay inhibición sobre las especies más competitivas, y cuando es máximo la gran mayoría de especies desaparece (Vega & Peters 2003).

### **3.2 Bioindicación y estado ecológico del agua**

Los métodos biológicos para evaluar las condiciones y el estado ecológico de los cuerpos de agua han tomado en las últimas décadas un auge importante, convirtiéndose en una valiosa herramienta que ha servido para complementar ampliamente los métodos químicos y bacteriológicos con los cuales se mide tradicionalmente la calidad del agua.

Los índices biológicos se pueden contrastar contra los resultados obtenidos con los parámetros químicos, con lo cual es posible verificar su uso para el consumo humano (Segnini 2003).

La bioevaluación está sustentada en la sensibilidad que presenta la biota acuática a las modificaciones ambientales de sus hábitats, modificaciones que generan cambios en la estructura y funcionamiento de las comunidades hidrobiológicas. Algunas de estas propiedades estructurales y funcionales se pueden utilizar de forma comparativa entre sitios intervenidos y no intervenidos para conocer el estado ecológico de un cuerpo de agua. Esta forma de valoración se conoce con el nombre de bioindicación y permite detectar perturbaciones no puntuales de origen difuso que no son evidentes con los métodos químicos (Segnini 2003).

Alba-Tercedor (1996) define los bioindicadores como aquellos organismos vivos que habitan los cuerpos de agua, que presentan adaptaciones evolutivas a ciertas condiciones ambientales ante las cuales presentan distintos grados de tolerancia. Esta tolerancia varía entre los organismos bioindicadores, por lo cual es posible encontrarlos en un gradiente que abarca las condiciones extremas (alta y baja) de determinada alteración del ambiente. Existen organismos sensibles que no soportan las nuevas condiciones (generalmente el incremento de la contaminación) de un lado, y organismos tolerantes que no se ven afectados por dicha perturbación en el otro extremo.

Actualmente los macroinvertebrados acuáticos se utilizan ampliamente como bioindicadores, ya que como lo resumen Bonada *et al.* (2006), presentan las siguientes características que les hacen un grupo muy propicio para dicho propósito:

- Tienen una amplia distribución (geográfica y de microambientes).
- Muestran una gran riqueza de especies con respuestas muy diversas ante los gradientes ambientales.
- Son en su mayoría sedentarios, lo que permite el análisis espacial de la contaminación.
- Es posible utilizar su capacidad de huida (deriva) como indicador de la contaminación.
- Algunas especies tienen ciclos de vida largos, con lo cual integran los efectos de la contaminación en el tiempo.
- Se pueden muestrear de forma sencilla y barata.
- Tienen en general una taxonomía bien conocida a nivel de familia y género.
- Se conoce bien la sensibilidad de muchos taxones a diferentes tipos de contaminación.
- Se han usado muchas especies de macroinvertebrados en estudios experimentales sobre los efectos de la contaminación.

### 3.3 Índices basados en macroinvertebrados como indicadores de la calidad de los ríos

Para utilizar los macroinvertebrados como bioindicadores, aquellas variables de la comunidad que presenten algún tipo de sensibilidad a la contaminación se deben transformar en expresiones sintéticas de tipo cualitativo o cuantitativo para su interpretación. Estas expresiones se denominan métricas (Prat *et al.* 1999) y se aplican en la formulación de diversos índices.

Estos índices y las métricas que los componen han tenido a lo largo del tiempo distintas variaciones según los enfoques conceptuales y metodológicos empleados. De acuerdo con Segnini (2003), van desde el uso de listas de especies indicadoras (p.e. la idea de saprobidad de Kolwitz & Marzon 1908), hasta los actuales y más estructurados índices de integridad biótica e índices multimétricos (p.e IBI para peces, Karr 1981) o los modelos de predicción (p.e RIVPACS). En posición intermedia están los índices de diversidad (p.e Shannon  $H'$ ) y los índices bióticos (p.e BMWP).

Dado lo anterior y de acuerdo con la subdivisión propuesta por Prat *et al.* (2009), se presentan algunas descripciones de índices unimétricos y multimétricos. Se enfatiza en los segundos, ya que es el enfoque que se seguirá en este documento.

#### *Índices unimétricos*

Dentro de este grupo, el uso de métricas simples es una de las primeras aproximaciones para medir la calidad biológica. En ellas se han preferido aquellas métricas referidas a cambios en la riqueza de la comunidad (p.e riqueza o composición), como medida directa del efecto de la perturbación sobre los ríos (Prat *et al.* 2009). Sin embargo, se ha observado que este tipo de métricas presentan problemas con respecto a su sensibilidad para variar con el grado de perturbación. Son muy efectivas para medir los cambios en la estructura de la comunidad ante perturbaciones muy fuertes, pero frente a alteraciones de baja intensidad muchas veces no registran cambios o estos son insignificantes (Prat *et al.* 2009).

Debido a lo anterior, dentro de los índices unimétricos se utilizan de forma más común y mucho más extendida, incluso por toda Suramérica, índices bióticos en los cuales se asocian la riqueza de los taxones y la tolerancia/intolerancia a la contaminación como métrica. Entre estos se destaca el índice de los saprobios (Kolkowitz & Marsson 1908), el índice biótico de familias de Hilsenhoff (Hilsenhoff 1988), cuyo valor es un promedio ponderado de la abundancia de los diferentes taxones identificados a nivel de familia, y el método actualmente más aplicado, conocido como BMWP (Biological Monitoring Working Party) (Armitage *et al.* 1983), para el cual existen diversas adaptaciones geográficas, incluyendo la realizada por Roldán (2003) para Colombia.

En este grupo también se presentan aquellos índices de diversidad como el de Margalef (1951), que considera la abundancia total con respecto al número de taxones, el índice de Shannon-Weaver ( $H'$ ) (1949) que utilizan la distribución relativa de los individuos o el

índices de Simpson (1949) para determinar si hay especies dominantes. A pesar de que estos índices han mostrado muchos inconvenientes por no considerar el tipo de organismos u otras variables biológica, suelen incluirse en algunos índices multimétricos (Prat *et al.* 2009).

### *Índices Multimétricos*

Los índices multimétricos son una de las metodologías más utilizadas actualmente en los estudios para definir la calidad biológica de los ríos. No obstante, en Colombia es una técnica muy incipiente y aplicada en muy pocos trabajos (Pinilla 2010, Pinilla *et al.* 2010). Este enfoque se basa en una nueva concepción filosófica conocida como integridad biótica, la cual se define por “la capacidad de un ecosistema acuático de soportar y mantener una comunidad de organismos adaptable, balanceada e integrada con una composición de especies, diversidad y organización funcional comparable a la comunidad de los ecosistemas naturales dentro de la misma región” (Karr & Dudley 1981).

Este concepto incluye además el hecho de que la integridad biológica de los ríos se presenta en un gradiente de condiciones biológicas, donde un extremo representa circunstancias no aptas para la vida (contaminación extrema) y el opuesto se refiere a las condiciones que mantiene una comunidad biótica saludable, situación que se asocia al concepto de integridad biótica (Segnini 2003).

Con el fin de medir los cambios de la integridad biótica en dicho gradiente, surgió la necesidad de formular métodos e índices para este fin, lo que ha definido todo un marco de referencia para evaluar aquellos factores naturales que hacen parte de la integridad biótica y que se ven afectados por la contaminación de origen antrópico. Al respecto, Karr (1991) identificó cinco grupos de variables cuyas modificaciones afectan directamente a la integridad biótica:

- La calidad del agua: temperatura, turbidez, oxígeno disuelto, acidez, alcalinidad, sustancias orgánicas o inorgánicas, metales pesados y sustancias tóxicas.
- La estructura del hábitat: tipo de sustrato, profundidad del agua, velocidad de la corriente y complejidad espacio-temporal del hábitat físico.
- El régimen del caudal: volumen de agua y variaciones temporales del caudal.
- Las fuentes energéticas: tamaño, cantidad y tipo de la materia orgánica entrante y los cambios temporales en el patrón de suministros energéticos.
- Las interacciones bióticas: competencia, depredación, enfermedades, parasitismo y mutualismo.

Como se observa, estos cinco grupos de variables resaltan las interacciones de los procesos físicos, químicos y biológicos de un cuerpo de agua y destacan el hecho de que la integridad biótica se debe basar en la valoración de dichos elementos de forma conjunta. Por lo anterior, este enfoque abrió las puertas al desarrollo de índices biológicos integrados o multimétricos, en los cuales se combinan en una puntuación final



los valores de las variables estructurales y funcionales de los componentes bióticos del sistema (Segnini 2003).

De esta forma, desde inicios de los años 80 diversos los autores han construido índices multimétricos basados en invertebrados acuáticos para evaluar la calidad ecológica de los sistemas lóticos. Desde los años 90 se ha incrementado en el uso de estos organismos como comunidad biológica para el desarrollo de tales índices. Se recomienda además que estos índices se construyan de forma específica para cada cuenca hidrográfica y que los ríos a caracterizar sean similares en parámetros como temperatura, geología o vegetación riparia (Prat *et al.* 1999), de manera que se puedan detectar los gradientes de perturbación independientemente de las características fisicoquímicas naturales de los sistemas fluviales considerados.

Ahora bien, son varios los protocolos de investigación que se han desarrollado con base en este enfoque. La Environmental Protection Agency (EPA), por ejemplo, ha implementado un protocolo para la generación de índices de integridad biótica (Gibson *et al.* 1996, Barbour *et al.* 1999), que se ha seguido para la mayoría de estudios donde se formulan dichos índices. Este protocolo se esquematiza en la **Figura 1**.

El protocolo se divide en dos fases principales. La primera corresponde a la estandarización de las métricas seleccionadas para la construcción del índice, con su respectivo establecimiento de escala de valores de bioindicación (pasos I a V de la figura 1). Sigue un segundo momento que corresponde a un programa de bioevaluación de sitios potencialmente perturbados, para apreciar la funcionalidad del índice (paso VI).

El éxito o fracaso del índice depende en gran medida de las métricas seleccionadas para su construcción, entre las que sobresalen por ser las más comúnmente utilizadas las presentadas en la **Tabla 1**. Al respecto, se han tenido muy buenas experiencias en Suramérica con algunas de estas variables para trabajos desarrollados en cuencas de ríos de Bolivia, Brasil, Ecuador y Perú (Moya *et al.* 2007, 2011, Baptista *et al.* 2007, Carvacho 2012, Villamarín *et al.* 2013).

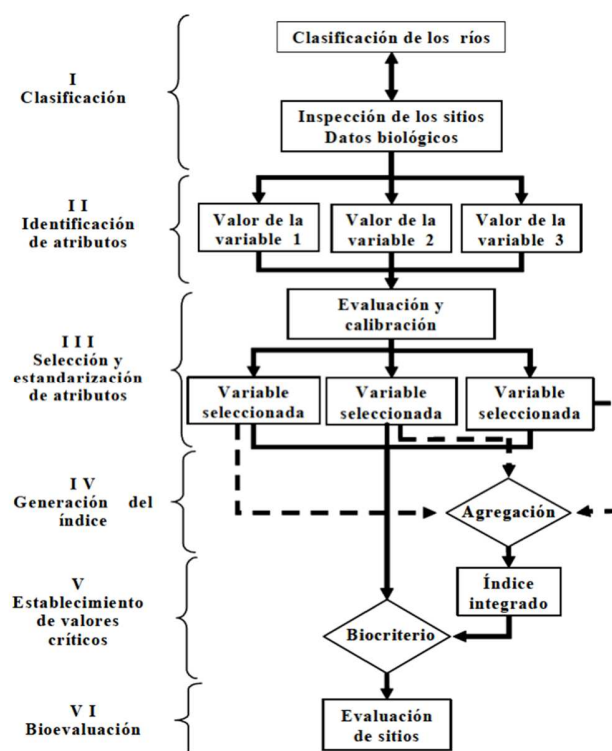


Figura 1. Esquema del proceso de desarrollo y aplicación de un índice biótico integrado según la EPA (Tomado de Segnini 2003).

Tabla 1. Atributos potenciales de los macroinvertebrados bénticos para evaluar la condición biológica del agua de ríos (Tomado de Segnini 2003).

Comunidad <sup>(1)</sup>	Composición Taxonómica	Condición Individual	Procesos Biológicos
Nº total de familias	% EPT <sup>(1-2)</sup>	Hydropsychidae/Trichoptera	Nº depredadores (1)
Nº EPT <sup>(2)</sup>	% Odonata		% depredadores
Nº Odonata	% Ephemeroptera	Baetidae/ Ephemeroptera	Nº Colectores (1)
Nº Ephemeroptera	% Plecoptera		% Colectores
Nº Plecoptera	% Megaloptera	Índice Bióticos	Nº Filtradores (1)
Nº Trichoptera	% Trichoptera	(IBF, BMPW)	% Filtradores
Nº Coleoptera	% Coleoptera		Nº Raspadores (1)
Nº Chironomidae	% Diptera	Índice de diversidad	% Raspadores
	% Chironomidae		Raspadores/(Raspadores+
	% Contribución del taxón dominante		Filtradores)
	% Contribución de los cinco taxa dominantes		Nº Fragmentadores (1)
			% Fragmentadores

<sup>(1)</sup> Nivel taxonómico de *Familia*

<sup>(2)</sup> E = Ephemeroptera, P = Plecoptera, T = Trichoptera

Finalmente, se destaca el trabajo de Bonada *et al.* (2006), en el cual se evalúa la idoneidad de los diferentes métodos usados para el estudio de la calidad ecológica del agua mediante macroinvertebrados. Los autores analizan el uso de doce criterios relativos a la teoría ecológica, la facilidad de implementación y la aplicabilidad. Como resultado, mencionan que ninguno de los métodos analizado cumple de forma satisfactoria los doce criterios; sin embargo los índices multimétricos, junto con los bioensayos y los rasgos biológicos cumplieron diez de los doce atributos analizados, por lo cual se evidencia un gran valor científico y de clasificación de los cuerpos de agua mediante su aplicación.

## 4. Capítulo 4. Metodología

### 4.1 Área de estudio

La zona de estudio pertenece a la zona de transición entre las Cuencas Alta y Media del Río Chicamocha sobre la cordillera Oriental en el Departamento de Boyacá, donde se muestrearon cinco cuerpos de agua lóticos (ríos y quebradas). De estos, la quebrada Nobsas pertenece a la Cuenca Alta del Río Chicamocha, mientras que los ríos Gámeza y Monguí y la quebrada Malsitio se ubican en la Cuenca Media del Río Chicamocha. Se incluye el propio cauce del río Chicamocha en la zona de transición entre las cuencas alta y media (una estación en la cuenca alta y tres en la cuenca media).

Los muestreos se realizaron durante los meses de noviembre y diciembre de 2015, en la temporada hidrológica seca, cuando la variabilidad ambiental es mínima debido al bajo caudal. Se escogió esta época porque en ella se espera encontrar una comunidad biótica más estable y con mayor abundancia de individuos, a la vez que las perturbaciones antropogénicas son más fuertes y es posible detectarlas con mayor facilidad, lo cual maximiza la eficiencia del método de muestreo (Moya *et al.* 2011, Carvacho 2012). Se establecieron doce (12) estaciones de muestreo (cuatro en el río Chicamocha, una en el río Gámeza, dos en el río Monguí, tres en la quebrada Malsitio y dos en la quebrada Nobsas) (**Tabla 2**, **Figura 2** y **Fotografía 1**). Estos sitios se seleccionaron considerando aspectos como diversidad en los grados de intervención antrópica, variabilidad espacial, altura, pendiente y actividades en la microcuenca, entre otras características.

**Tabla 2. Coordenadas y elevaciones de las estaciones de muestreo.**

ID_Estación de muestreo	Microcuenca	Coordenadas planas Origen Bogotá		Altitud (m)
Chic 1	Media Río Chicamocha	E 01137503	N 01132011	2428
Chic 2		E 01136038	N 01130788	2471
Chic 3		E 01135522	N 01130506	2478
Chic 4	Alta Río Chicamocha	E 01125220	N 01127583	2482
Gam 1	Microcuenca Río Gámeza	E 01139345	N 01132587	2501
Mon 1	Microcuenca Río Monguí	E 01136171	N 01124198	2941
Mon 2		E 01135755	N 01128204	2620
Mal 1	Microcuenca Quebrada Malsitio	E 01133311	N 01134179	2563
Mal 2		E 01134277	N 01133660	2523
Mal 3		E 01135815	N 01135624	2418
Nob 1	Microcuenca Quebrada Nobsas	E 01134092	N 01129059	2573
Nob 2		E 01133903	N 01128497	2632





Río Chicamocha, estación de muestreo 1, aguas abajo del río Gámeza.	Río Chicamocha, estación de muestreo 2, en la unión con el río Monguí.
	
Río Chicamocha, estación de muestreo 3, aguas arriba de la unión con el río Monguí.	Río Chicamocha, estación de muestreo 4, aguas arriba de la ciudad de Sogamoso.
	
Río Gamezá, estación de muestreo.	Río Monguí, estación de muestreo 1, aguas arriba del pueblo de Monguí.
	
Río Monguí, estación de muestreo 2, aguas abajo del pueblo de Monguí.	Quebrada Malsitio, estación de muestreo 1, aguas arriba pozos corrales 1 y 2.

	
<p>Quebrada Malsitio, estación de muestreo 2, aguas abajo pozos corrales 1 y 2.</p>	<p>Quebrada Malsitio, estación de muestreo 3, a 10 metros del puente que entra al pueblo Corrales.</p>
	
<p>Quebrada Nobsas, estación de muestreo 1.</p>	<p>Quebrada Nobsas, estación de muestreo 2.</p>

El clima de la cuenca se caracteriza por los bajos niveles de precipitación, siendo esta una característica típica en los altiplanos. La principal fuente de humedad corresponde a los vientos Alisios provenientes del oriente del país, que descargan la humedad en el flanco oriental de la cordillera Oriental. Después de pasar la divisoria de aguas de la cuenca, el aire desciende y se calienta, reduce su humedad relativa y produce un efecto desecante sobre el valle del altiplano (Corpoboyaca 2006).

Para la zona de estudio (sector de transición entre las Cuencas Alta y Media del Río Chicamocha) la distribución temporal de la precipitación es de tipo bimodal, con un descenso considerable en los meses de junio a agosto. La primera temporada lluviosa comienza en marzo y se extiende hasta mayo, siendo más prolongada y homogénea, con valores que oscilan entre los 60 y los 120 mm mensuales. La segunda época de lluvias empieza en septiembre y va hasta noviembre, con precipitaciones que varían entre 60 y 100 mm mensuales. Los períodos secos van de junio a agosto y de diciembre a febrero y se caracterizan por una disminución muy pronunciada de la pluviosidad, con enero como el mes más seco, con registros que no superan los 30 mm (Corpoboyaca 2006).

## 4.2 Principales actividades antrópicas en la cuenca

La Cuenca del Río Chicamocha drena aproximadamente la tercera parte del Departamento de Boyacá y en su parte alta se ubican ciudades como Tunja, Paipa, Duitama, Sogamoso y otros municipios. Debido a sus actividades domésticas, urbanas, industriales y mineras, estos municipios generan el 90% de la contaminación del río, que se ha considerado como uno de lo más degradados ambientalmente en Colombia (Corpoboyaca 2006).

Las principales actividades antrópicas de la cuenca alta se relacionan con cargas contaminantes y con alteraciones severas en la geometría hidráulica, como son los canales de drenaje (Canal Vargas/Principal del Norte y Canal Venecia) y las corrientes de las zonas urbanas de la quebrada La Aroma en Duitama y del río Moniquirá en Sogamoso (Corpoboyaca 2006).

De igual forma, existe un desarrollo industrial concentrado en el llamado corredor Industrial Paipa-Duitama-Sogamoso. Entre las industrias que toman agua directamente del río Chicamocha para sus procesos productivos se cuentan como las más importantes Bavaria, Cementos Boyacá, Siderúrgica Paz del Río, Siderúrgica Boyacá y Termopaipa. Estas empresas, junto con otras de la zona, son las responsables de descargas de miles de toneladas al año que generar drásticos incrementos en los niveles de demanda biológica de oxígeno (DBO) y de sólidos suspendidos totales (SST) (Corpoboyaca 2006).

Por su parte, dentro de las actividades mineras se extraen principalmente materiales de construcción (arcillas, recebos y arenas), seguido de minerales energéticos (carbón), así como minerales industriales (caolín, roca fosfórica, asfaltita y puzolana). A esto se suma la producción de carbón coque, la fabricación de ladrillo, de cemento y de acero, productos industriales elaborados por las empresas enclavadas en el corredor industrial. En el área se localizan 833 minas que representan cerca del 47% del total existente en el departamento (1.778), lo que evidencia una intensa actividad extractiva. Sogamoso contribuye con el 29% de las minas localizadas en la subcuenca (Corpoboyaca 2006).

Además de las actividades mencionadas, se aprecia una intensa actividad agrícola y ganadera que se desarrolla en el valle del Alto Chicamocha y de sus principales afluentes, con mayor concentración en los sectores comprendidos entre Paipa y Sogamoso y entre Iza y Pesca.

Ahora bien, para la cuenca media en la cual se presentan los ríos Monguí y Gámeza caracterizados en este estudio, las actividades antrópicas se relacionan directamente con la tenencia de la propiedad en forma de minifundio. Esto marca radicalmente el uso dado al suelo y la preferencia por actividades a baja escala de agricultura y ganadería, con productos de autoconsumo y baja demanda en la zona, como es el caso del maíz, la papa y la arveja (Alcaldía Gámeza 1999).



Estas actividades generan una mayor presión sobre la vegetación nativa con tala excesiva con la consecuente devastación masiva de la vegetación protectora de las microcuencas. Lo anterior se mezcla además con siembras de especies introducidas como pinos y eucaliptos al borde de quebradas para emplear su madera en actividades agropecuarias (Alcaldía Gámeza 1999).

En estas microcuencas no existen fuertes actividades mineras, vertimientos o captaciones industriales, por lo cual presentan un aceptable caudal en diferentes épocas del año y sus aguas no están en un proceso tan acelerado de contaminación, por lo que se utilizan para diferentes acueductos municipales (Alcaldía Gámeza 1999).

### 4.3 Establecimiento de las condiciones de referencia

Para la implementación de los índices multimétricos es necesario categorizar sitios de referencia y sitios contaminados para determinar cuál es el valor de la métrica en puntos con ausencia de perturbaciones y puntos con diverso grado de degradación. Dado lo anterior, dentro de las doce estaciones de muestreo la selección de las localidades de referencia se realizó a través de tres protocolos de evaluación ecológica rápida adaptadas de la metodología de Acosta *et al.* (2009), Munné *et al.* 2006 y Moya *et al.* (2011), aplicadas en diversas propuestas de índices multimétricos en Suramérica (Moya *et al.* 2007, Moya *et al.* 2011, Carvacho 2012, Villamarín *et al.* 2013).

Estas metodologías permitieron diferenciar entre estaciones con diversos grados de degradación según la presencia o no de actividades domésticas, urbanas, agrícolas o mineras, el tipo y calidad de bosque de ribera y las canalizaciones, entre otras características. Dichas metodologías son las siguientes:

*Índice de Hábitat Fluvial (IHF)* (adaptado de Acosta *et al.* 2009): el índice IHF evalúa la heterogeneidad ambiental o la diversidad de hábitats fluviales. La valoración de la diversidad de hábitats es, además, esencial para interpretar adecuadamente otros indicadores fundamentales en la determinación del estado ecológico, como son los elementos de calidad biológica. Así, cuando los ríos presentan de forma natural una baja diversidad de sustratos y por consiguiente también de hábitats disponibles para la flora o la fauna acuáticas, las comunidades biológicas pueden estar empobrecidas sin que haya ninguna causa antrópica.

El índice se aplicó en un tramo con una longitud de 100 m en cada estación de muestreo. Se ponderaron siete bloques independientes que componen el índice. Dichos bloques recibieron diferentes puntuaciones para valorar la presencia de distintas condiciones del hábitat acuático como sigue:

- Inclusión de partículas sobre el lecho en rápidos o sedimentación en pozos (0 a 10).
- Frecuencia de rápidos (0 a 10).
- Composición del sustrato (2 a 20).
- Regímenes de velocidad/profundidad (4 a 10).

- Porcentaje de sombra en el cauce (3 a 10).
- Elementos de heterogeneidad (0 a 4).
- Cobertura de vegetación acuática (0 a 30).

La sumatoria de los puntajes de cada bloque generó el resultado final del índice IHF, estableciendo de forma general que valores menores a 40 indican mala calidad del hábitat, mientras que los superiores a 75 corresponden a condiciones óptimas (Ver ANEXO A).

*Índice de Calidad de Bosque de Rivera (QBR)* (adaptado de Acosta *et al.* 2009): este índice integra aspectos biológicos y morfológicos del lecho del río y su zona inundable y los utiliza para evaluar la calidad ambiental de las riberas. Se estructura en cuatro bloques independientes, cada uno de los cuales valora diferentes componentes y atributos del sistema: 1) el grado de cubierta vegetal de las riberas; 2) la estructura vertical de la vegetación; 3) la calidad y la diversidad de la cubierta vegetal y 4) el grado de naturalidad del canal fluvial. Cada bloque recibe una puntuación entre 0 y 25, y la suma de los cuatro bloques da la puntuación final del índice. De forma general, puntuaciones menores a 50 indican una calidad del bosque de ribera deficiente a mala y valores superiores a 75 corresponden a calidades de buena a muy buena. Su aplicación se realizó en cada estación de los ríos y quebradas en un tramo con una longitud de 100 m, tanto en campo como con ayuda de imágenes satelitales para la determinación de la anchura potencial del bosque de ribera (Ver ANEXO B).

*Valoración por perturbación* (adaptado de Moya *et al.* 2011): permite identificar alguna condición de perturbación por actividades antrópicas siendo estas:

- Presencia/ausencia de actividades domésticas o urbanas (modificaciones de cauce, presencia de desechos, vertimientos de aguas servidas, etc.).
- Presencia/ausencia de actividades agrícolas (cultivos, ganadería, cambio del uso del suelo, tala).
- Presencia/ausencia de actividades industriales (hidrocarburos, minería, etc.).

Cada condición recibe una puntuación que va de uno a cinco (1 para estaciones de sitios prístinos y 5 para estaciones fuertemente alteradas). La calificación total es la suma de los tres puntajes, de manera que la escala final fluctúa entre 3 y 15. Su aplicación se realizó en cada estación de los ríos y quebradas en un tramo con una longitud de 100 m, tanto en campo como con ayuda de imágenes satelitales para la determinación de las actividades mineras, agrícolas y domésticas cercanas a cada estación en un radio de al menos 1 Km (Ver ANEXO C).

Finalmente la escala de calificación de cada uno de estos tres índices (IHF, QBR y Valoración por perturbación) fue normalizada en una escala de uno a cinco, de forma tal que la sumatoria total de los tres índices tuviera un puntaje máximo de 15 y un mínimo de 3, con lo cual la definición de las estaciones de referencia se estableció con un puntaje >8.

#### **4.4 Muestreos de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos**

Las muestras de macroinvertebrados se tomaron a través de red de mano de 30 x 30 cm de apertura y malla de 300  $\mu\text{m}$  (D-Frame). Se recolectaron individuos asociados a rocas, cantos rodados y sedimentos mediante lavados manuales de estos sustratos a contracorriente. Adicionalmente, se realizaron jameos acuáticos rozando los bordes, piedras y vegetación sumergida, y la superficie del agua en pocetas; con esta red las capturas se realizaron en cada punto hasta no observar nuevas familias cada vez que se sumergía la red. De manera complementaria, se recolectaron muestras con una red Surber de 0,09 m<sup>2</sup> de área de superficie y de 250  $\mu\text{m}$  de poro de malla, realizando tres replicas por estación de muestreo en rápidos con similar profundidad y tipo de sustrato. Estas tres técnicas se emplearon con el fin de abarcar la mayor cantidad de los microhábitats presentes en las corrientes de agua. Las muestras se fijaron "*in situ*" con etanol al 70% y se tamizaron a través de cribas graduadas de 4, 2,8, 1,7 y 1 mm y 250  $\mu\text{m}$  para su observación en el laboratorio.

En el laboratorio, las muestras de macroinvertebrados se limpiaron, separaron, cuantificaron e identificaron hasta el nivel taxonómico de familia como mínimo y en algunos casos fue posible llegar hasta el nivel de género, por medio de claves taxonómicas como las de Merrit & Cummis (1996), Roldán (1996) y Domínguez & Fernández (2009), entre otras. Para homogenizar los resultados se usó en todas las métricas el nivel taxonómico de familia, el cual ha sido ampliamente utilizado para propuestas de este tipo, siendo una de las alternativas más satisfactorias en términos de costos y esfuerzo frente a su correlación con la bioindicación (Moya *et al.* 2011).

#### **4.5 Variables ambientales**

En las mismas estaciones donde se recolectaron los macroinvertebrados se midieron doce (12) variables ambientales, tanto fisicoquímicas como hidromorfológicas. Las variables físicas y químicas medidas "*in situ*" fueron altitud (msnn), índice de hábitat fluvial (IHF), Índice de Calidad de Bosque de Rivera (QBR), temperatura (°C), pH (unidades de pH), oxígeno disuelto (mg/L) y conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). En el laboratorio se analizaron además las variables de sólidos disueltos totales (mg/L), fosfatos (mg/L P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>), nitratos (mg/L NO<sub>3</sub>), DBO<sub>5</sub> (mg/L O<sub>2</sub>) y DQO (mg/L O<sub>2</sub>). Con los valores de temperatura, oxígeno disuelto y altura se calculó el porcentaje de saturación oxígeno según lo descrito por Roldán & Ramírez (2008).

#### **4.6 Análisis estadísticos de composición y estructura, completitud del muestreo y diversidad alfa**

Los datos recolectados de los macroinvertebrados en cada estación de muestreo se incluyeron en una base de datos, en la que se compiló la información taxonómica para

elaborar una lista de morfoespecies de los sitios de muestreo y se hizo su posterior clasificación de acuerdo con la información biológica y ecológica recopilada. Dichos listados incluyen datos de riqueza, abundancia y gremios tróficos, información que se usó para construir las métricas del índice (Ver *Diseño del Índice multimétrico*).

Mediante el uso del software EstimateS (Versión 9.1.0, Copyright R. K. Colwell: <http://purl.oclc.org/estimates>), se estimó la completitud del muestreo para determinar si la diversidad observada corresponde al total de especies esperadas o si por el contrario es posible esperar más especies en la zona. Esto se realizó mediante la construcción de curvas de colector o curvas de acumulación de especies. Dichas curvas comparan la riqueza de especies observadas en campo con un conjunto de estimadores no-paramétricos en el sentido estadístico, ya que no asumen el tipo de distribución del conjunto de datos y no los ajustan a un modelo determinado; estos estimadores son Chao 1, Chao 2, Jackknife de primer orden y Bootstrap.

Definida la completitud del muestreo, se realizó un análisis de diversidad alfa, entendida esta como la riqueza de especies de una comunidad particular a la que se considera homogénea, que para este caso hace referencia a la diversidad en cada estación de muestreo. Para esto se empleó el software PAST (versión 2.16, Copyright Hammer and Harper 1999-2012) para el cálculo del número de especies efectivas expresada como  $1D = \exp(H')$ . Este valor corresponde a la diversidad verdadera (Jost 2007, Moreno *et al.* 2011).

Al respecto, Jost (2007) desarrolló el término diversidad verdadera para referirse a medidas que conservan las propiedades esperadas del concepto de diversidad, usando el cálculo de los números efectivos de especies como las unidades de medición de dicha diversidad verdadera. Esta es la forma en que actualmente la comunidad científica prefiere medir la diversidad sobre por ejemplo las medidas de la entropía (índice de Shannon) (Moreno *et al.* 2011).

## **4.7 Macroinvertebrados y su relación con las variables ambientales**

La relación entre las comunidades de macroinvertebrados y las variables ambientales se determinó a través de un Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) empleando para esto el software PAST (versión 2.16, Copyright Hammer and Harper 1999-2012). Con dicho análisis se estableció el porcentaje de variabilidad de la comunidad de macroinvertebrados que puede ser explicado por efecto de las variables ambientales y verificar las respuestas hipotéticas de las métricas ante la perturbación antropogénica.

Para este análisis las variables fisicoquímicas y las abundancias de las familias de macroinvertebrados se estandarizaron con una función  $\text{Log}(X + 1)$  (Sánchez-Montoya *et al.* 2010). Además de esto, las variables fisicoquímicas se correlacionaron entre si

retirando aquellas con una elevada correlación (Spearman  $\geq 8$  o  $\leq -8$ ) para eliminar información redundante en el análisis.

## **4.8 Desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de la cuenca media del Río Chicamocha**

### **4.8.1 Determinación del gradiente de estrés de la cuenca**

El gradiente de estrés o de presiones antrópicas que afecta a las comunidades de macroinvertebrados se determinó por medio de un Análisis de Componentes Principales (ACP). Se utilizaron las variables fisicoquímicas de las estaciones de muestreo previamente estandarizadas ( $\log(X + 1)$ ) y correlacionadas, removiendo aquellas con un valor de Spearman  $\geq 8$  o  $\leq -8$ . Se seleccionó el primer eje del ACP como el gradiente de estrés debido a que explicó el mayor porcentaje de varianza del análisis. Los valores de ubicación de las localidades en el ACP se proyectaron sobre el eje y se utilizaron como valores del gradiente de estrés, sobre el que se correlacionaron las métricas que integran el índice (Sánchez-Montoya *et al.* 2010).

### **4.8.2 Diseño del índice multimétrico**

Como indican Prat *et al.* (1999) y Hering *et al.* (2006), la construcción de un índice multimétrico requiere de una serie de pasos que pueden ser variados según el autor. En la actualidad estos pasos se han estandarizado para que los índices puedan ser comparables con los que se desarrollan en diversos lugares del mundo. Para este estudio se siguieron principalmente los lineamientos de los trabajos de Carvacho (2012) y Villamarín *et al.* (2013), quienes diseñaron índices multimétricos para ríos alto andinos de Ecuador y Perú. Los pasos se describen a continuación.

En primer lugar, con los resultados de composición y estructura de las comunidades de macroinvertebrados de cada uno de los doce (12) sitios de muestreo, se calcularon 21 métricas (**Tabla 3**) que indican la respuesta (aumento o disminución) de la comunidad frente a los cambios producidos por las actividades antrópicas (Barbour *et al.* 1999). Estas métricas se agrupan en diferentes categorías e incorporan diversos atributos ecológicos de la comunidad de macroinvertebrados tales como su riqueza y composición taxonómica, abundancia, composición trófica y tolerancia/intolerancia al incremento de la contaminación.

**Tabla 3. Métricas candidatas para conformar el índice multimétrico y su respuesta hipotética frente a la degradación antrópica. Modificado de Prat et al. (1999) y Moya et al. (2011).**

<b>Categoría</b>	<b>Métrica</b>	<b>Respuesta hipotética con la perturbación antropogénica</b>
Riqueza y composición taxonómica	Riqueza total de familias	Disminuye
	Riqueza de familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT)	Disminuye
	Número de individuos de EPT	Disminuye
	% en abundancia de EPT	Disminuye
	% Chironomidae	Aumenta
	% Ephemeroptera	Disminuye
	% Plecoptera	Disminuye
	% Trichoptera	Disminuye
	% Coleoptera	Disminuye
	% Odonata	Aumenta
	% Diptera	Aumenta
Abundancia	Abundancia total de individuos	Disminuye
	Abundancia de Chironomidae	Aumenta
Composición trófica (% en abundancia)	% Recolectores	Aumenta
	% Desmenuzadores	Disminuye
	% Raspadores	Disminuye
	% Filtradores	Variable
	% Depredadores	Disminuye
Tolerancia	Número de individuos de Chironomidae	Aumenta
	% en abundancia de Chironomidae	Aumenta
	BMWP	Disminuye

Calculados los valores de cada métrica según los resultados de la comunidad de macroinvertebrados para cada sitio, se procedió a determinar cuáles de estas métricas se correlacionaban mejor con el gradiente de estrés definido por el ACP, a través de una correlación de Spearman, seleccionando a aquellas con una correlación elevada (Pearson  $r \geq 6$  o  $\leq -6$ ). Entre aquellas que se correlacionaron con el gradiente, se excluyeron las métricas altamente correlacionadas entre sí (Spearman  $r \geq 7$  o  $\leq -7$ ) y que además pudieran estar incluidas dentro de otra métrica para minimizar la redundancia en el análisis.

Luego, a las métricas seleccionadas se les determinó su Eficiencia Discriminativa (ED) (Barbour *et al.* 1999, Green & Swietlik 2000) para observar de forma más exacta qué tanto permiten discriminar entre sitios de referencia y sitios impactados. La ED se calculó con la fórmula:

$$ED = 100 \times \frac{a}{b}$$

Para métricas que se espera decrezcan con el incremento de la perturbación el valor de a y b es:

a = número de sitios impactados con un valor de la métrica por debajo del percentil 25 de la distribución de las localidades de referencia.

b = número total de sitios impactados.

Para métricas que se espera aumenten con el incremento de la perturbación el valor de a y b es:

a = número de sitios impactados con un valor de la métrica por encima del percentil 75 de la distribución de las localidades de referencia.

b = número total de sitios impactados.

Un valor alto de la ED indica un mejor desempeño de la métrica o una mejor habilidad para distinguir entre condiciones prístinas o impactadas.

En tercer lugar, para obtener el valor final del índice en cada sitio de muestreo se realizó una estandarización entre 0 y 100 (Green & Swietlik 2000) de las métricas que conformaron el índice multimétrico.

De esta forma, para las métricas que se espera decrezcan con el incremento de la perturbación se utilizó la fórmula:

$$Score = \left( 100 * \left( \frac{X}{X_{95} - X_{min}} \right) \right)$$

Donde, X = valor de la métrica en cada sitio; X<sub>95</sub> = valor del percentil 95 de los valores de la métrica en todos los sitios; X<sub>min</sub> = valor mínimo registrado.

Para las métricas que se espera aumenten con el incremento de la perturbación se utilizó la fórmula:

$$Score = \left( 100 * \left( \frac{(X_{max} - X)}{(X_{max} - X_5)} \right) \right)$$

Donde, X = valor de la métrica en cada sitio; X<sub>5</sub> = valor del percentil 5 de los valores de la métrica en todos los sitios; X<sub>max</sub> = valor máximo registrado.

En cuarto lugar, el puntaje de cada métrica en cada localidad se promedió para asegurar que cada métrica contribuya en igual proporción al índice multimétrico (Green & Swietlik 2000). De esta manera se obtiene el valor final del índice para cada sitio, el cual puede variar en un espectro entre 0 y 100.

Finalmente, dentro de dicho franja se procedió a determinar los valores de las categorías de calidad biológica de los ríos de la zona de estudio. Para esto se establecieron cinco

categorías que van desde *Muy Buena* a *Pésima* calidad biológica. La separación entre la categoría *Muy bueno* y *Bueno* se obtuvo utilizando el percentil 75 de las localidades de referencia; el límite entre las categorías *Bueno* y *Moderado* se logró utilizando el percentil 25 de los sitios de referencia (Barbour *et al.* 1999). El valor entre las categorías *Moderado*, *Bueno* y *Pésimo* se estableció usando el rango establecido entre el percentil 25 de las localidades de referencia y el mínimo valor registrado por las localidades impactadas, el cual se dividió en tres para otorgar los rangos del índice a estas categorías intermedias (Villamarín *et al.* 2013).

## **4.9 Validación del índice multimétrico**

Para la validación del índice multimétrico propuesto se utilizó una base de datos de macroinvertebrados distinta a la usada en esta propuesta. Para ello se usó el trabajo de Luna (2009) “Estudio preliminar del uso de macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad del agua en la Quebrada Mamarramos y en un sector del Río Cane en el Santuario de Flora y Fauna Iguaque”. Dentro de los criterios que permitieron la selección de este trabajo se encuentran su ubicación en el Departamento de Boyacá, la cercanía al área de trabajo pero en otra cuenca hidrográfica con usos y actividades antrópicas diferentes, la metodología de muestreo de los macroinvertebrados similar (uso de D-Frame y Red Surber), la disponibilidad de la base de datos de los macroinvertebrados para obtener los valores de las métricas del índice y el uso del índice de Calidad de Bosque de Rivera (QBR), el cual sirvió para determinar las estaciones de referencia. De esta manera, se pudieron hacer comparaciones con las localidades de referencia seleccionadas en el trabajo de Luna (2009) de forma similar a como se realizó en este trabajo.

El método de validación consistió en la aplicación del índice multimétrico de esta propuesta a la base de datos independiente de Luna (2009), utilizando las fórmulas de estandarización obtenidas para cada métrica. Se obtuvo así el valor de calificación final del índice en cada localidad trabajada por Luna (2009). Posteriormente, se calculó la Eficiencia Discriminativa para determinar si el índice multimétrico es aplicable a las microcuencas de Iguaque.

## **4.10 Evaluación de índices biológicos y su relación con el gradiente de estrés**

A través del uso de diversos índices de calidad biológica basados en macroinvertebrados, de probada sensibilidad a los cambios ambientales y ampliamente aplicados y reportados en la literatura, se calcularon y compararon en conjunto con el índice multimétrico de esta propuesta frente al gradiente de estrés de la cuenca, para determinar cuál de estos se ajusta mejor a dicha perturbación a escala local, siguiendo para este caso las indicaciones del trabajo de Sánchez-Montoya *et al.* (2010).



Se seleccionaron cinco métodos que incluyeron dos índices unimétricos y tres índices bióticos (Prat 1999). Los unimétricos fueron la riqueza específica, expresada como diversidad verdadera (Jost 2007) y el índice EPT (riqueza de familias de efemerópteros, plecópteros y tricópteros). Los índices bióticos, los cuales combinan la riqueza de taxones y su tolerancia/intolerancia a la contaminación (Prat 1999), fueron el BMWPCol, el ASTP (Average Score per Taxon) (Roldán 2003) y el ABI (Andean Biotic Index, Prat 1999). Todas estas formulaciones se contrastaron contra el índice multimétrico propuesto en este trabajo.

Para comparar estos seis índices entre sí, los valores de cada uno en cada estación de muestreo se normalizaron mediante el cálculo de la EQR (Relación de Calidad Ecológica) usando la siguiente fórmula (Carvacho 2012):

$$EQR = V_o/V_R$$

Donde,  $V_o$ = valor del índice biológico obtenido para una determinada localidad y  $V_R$ = valor del índice obtenido del promedio de las localidades seleccionadas de referencia.

Por último, se asumió que la relación entre los valores de los índices y el rango de alteraciones es lineal (Munne & Prat 2009), por lo cual se realizaron regresiones lineales para analizar la respuesta de los seis índices de calidad biológica frente al gradiente de estrés mediante el coeficiente de regresión ajustado ( $R^2$ ).

## **5. Capítulo 5. Resultados**

### **5.1 Caracterización ambiental de la cuenca**

#### **5.1.1 Variables ambientales fisicoquímicas del agua**

Los valores de los parámetros fisicoquímicos fueron muy variables entre los ríos y quebradas muestreados (ver ANEXO D), principalmente por las actividades antrópicas que se desarrollan en cada uno, más que por las diferencias geográficas de altitud o geología.

La conductividad y los sólidos disueltos totales presentaron la mayor variación, con valores muy altos (entre 500 y 800  $\mu\text{S}/\text{cm}$  para la conductividad y entre 300 y 700 mg/L para los SDT) en el Río Chicamocha y las Quebradas Nobsas y Malsitio, mientras que los Ríos Monguí y Gámeza tuvieron valores bajos (entre 30 y 50  $\mu\text{S}/\text{cm}$  para la conductividad y entre 30 y 40 mg/L para los SDT). En las Quebradas Nobsas y Malsitio los mayores valores de estos factores pudieron estar influenciados por la cercanía a minas de areniscas y a botaderos de estériles sobre sus riberas; en el Río Chicamocha es probable que los vertimientos del corredor Industrial Paipa-Duitama–Sogamoso sean los causantes de tales registros. Por su parte, en los Ríos Monguí y Gámeza estos parámetros están dentro de los promedios medidos en los afluentes altoandinos (Roldán & Ramírez 2008) en los que no se presentan descargas domésticas, urbanas o industriales.

El oxígeno disuelto tuvo un comportamiento similar, con concentraciones bajas y porcentajes de saturación entre el 60 y el 80% en el Río Chicamocha y las Quebradas Nobsas y Malsitio. La disminución de la solubilidad de este gas en estos sistemas fluviales pudo darse por contaminación orgánica. Esta puede estar relacionada también con los valores altos de SDT y conductividad mencionados. Por su parte, los Ríos Monguí y Gámeza presentaron oxígeno alto con porcentajes de saturación entre el 90 y el 100%. Las diferencias altitudinales de las estaciones de muestreo no fueron lo suficientemente amplias para provocar diferencia en la solubilidad por cambios de presión. Sin embargo, si se aprecia la influencia de la temperatura en dicha solubilidad, ya que aunque todos son ríos altoandinos, el Río Chicamocha presentó temperaturas mayores (21 °C promedio) como efecto de vertimiento de la Siderúrgica Paz del Río. Las demás corrientes de agua presentan en promedio una temperatura de 14 °C.

Los fosfatos fueron bajos (promedio 0,03 mg/L  $\text{PO}_4^{3-}$ ) en los Ríos Monguí y Gámeza y en la Quebrada Malsitio, intermedios en el Río Chicamocha (promedio 0,08 mg/L  $\text{PO}_4^{3-}$ ) y altos en la Quebrada Nobsas (promedio 0,35 mg/L). Para esta última existe la influencia de un pequeño centro urbano con vertimientos directos sobre su curso. Los nitratos también fueron bajos (promedio 0,2 mg/L  $\text{NO}_3$ ) en los Ríos Monguí y Gámeza y en la Quebrada Malsitio, intermedios en la Quebrada Nobsas (promedio 0,4 mg/L  $\text{NO}_3$ ) y altos

en el Río Chicamocha (promedio 1,2 mg/L NO<sub>3</sub>). Dichos valores son similares a los reportados por Roldán & Ramírez (2008), tanto para arroyos andinos como para ríos con vertimientos en su cuenca.

Las cargas de DBO<sub>5</sub> y DQO en el Río Chicamocha fueron entre dos y tres veces más altas que en los demás cursos de agua, lo cual muestra con claridad el efecto de los vertimientos domésticos y urbanos en la cuenca alta de este río. Tales vertimientos provienen de ciudades como Tunja, Paipa y Sogamoso.

El pH presentó la menor variabilidad a nivel de cuenca, con valores mínimos de 7,8 y máximos de 8,5. Este parámetro estuvo dentro de la banda normal de variación esperada para la mayoría de los cuerpos de agua andinos (Roldán & Ramírez 2008). Dentro del sistema búfer de carbonatos, los valores de pH de los ríos estudiados permiten una mayor concentración del ion bicarbonato, con lo cual la productividad primaria de las algas del perifiton puede ser alta y convertirse en fuente alimenticia para los macroinvertebrados.

### 5.1.2 Índice de calidad del bosque de ribera (QBR)

La calificación del bosque de ribera de las estaciones muestreadas estuvo entre 10 y 60 puntos (**Tabla 4**). Teniendo en cuenta que el espectro de variación del QBR está entre 0 y 100, se puede decir que en la cuenca existen unas fuertes presiones sobre la vegetación ribereña nativa, debido principalmente a actividades como la ganadería y la agricultura.

**Tabla 4. Valores del Índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR) para las estaciones de muestreo en las cuencas alta y media del Río Chicamocha. Rojo: calidad deficiente; naranja: calidad mala; amarillo: calidad media. Las abreviaturas de los sitios se definen en la Tabla 2.**

Estaciones	Chic 1	Chic 2	Chic 3	Chic 4	Gam 1	Mon 1	Mon 2	MS 1	MS 2	MS 3	Nob 1	Nob 2
QBR	25	35	10	15	55	60	60	40	50	35	25	35

Para todas las estaciones, dentro de los bloques que componen este índice, el que evidencia mayor alteración es el de pérdida de cubierta de la zona de ribera, pues en ningún caso se presenta un bosque de ribera que supere al menos los 10 m. Para los Ríos Monguí y Gámeza los valores más altos (que corresponden a una calidad intermedia) se deben a que el canal fluvial no presenta ningún tipo de alteración, pues los demás cuerpos de agua tienen canalizaciones o reducciones del canal por modificaciones de las terrazas, ya sea para vías o para cultivos (Ver ANEXO B).

### 5.1.3 Índice de hábitat fluvial (IHF)

La calificación del hábitat fluvial de las estaciones trabajadas varió entre 24 y 73 puntos (**Tabla 5**). Los Ríos Monguí y Gámeza presentaron una alta diversidad de hábitats, favorecida por las variadas velocidades de la corriente, las diferencias en los tipos de sustratos (piedras, cantos, gravas, arenas) y las diversas profundidades. Las Quebradas Malsitio y Nobsas tuvieron una diversidad entre media y baja, influenciada por la menor velocidad de la corriente, un cauce menor y mayor homogeneidad en el sustrato. El Río Chicamocha presentó en la cuenca alta dos estaciones con una muy baja diversidad de hábitats, efecto de las canalizaciones del río y la reducida velocidad de la corriente en su tránsito por el altiplano del municipio de Sogamoso. Esta situación se revierte una vez inicia la cuenca media, donde el índice de hábitat se incrementa por la pendiente y los aportes de caudal y sustratos que hacen los Río Monguí y Gámeza al desembocar en el Chicamocha (Ver ANEXO A).

**Tabla 5. Valores del Índice de Hábitat Fluvial (IHF) para las estaciones de muestreo en las cuencas alta y media del Río Chicamocha. Rojo: calidad muy mala; naranja: calidad mala; amarillo: calidad media; verde: calidad buena. Las abreviaturas de los sitios se definen en la Tabla 2.**

Estación	Chic 1	Chic 2	Chic 3	Chic 4	Gam 1	Mon 1	Mon 2	MS 1	MS 2	MS 3	Nob 1	Nob 2
IHF	43	54	27	24	71	73	73	59	59	60	44	41

### 5.1.4 Valoración por perturbación

La valoración de la perturbación doméstica, urbana, agrícola y minera evidenció a los Ríos Monguí y Gámeza como los únicos con condiciones óptimas y donde las actividades antrópicas generan poca alteración. Los demás sistemas fluviales se calificaron como entre medianos a fuertemente perturbados, dada la elevada actividad agrícola, los vertimientos urbanos, las captaciones y vertimientos industriales y las actividades mineras que se realizan sobre o en cercanías a dichas corrientes (**Tabla 6**) (Ver ANEXO C).

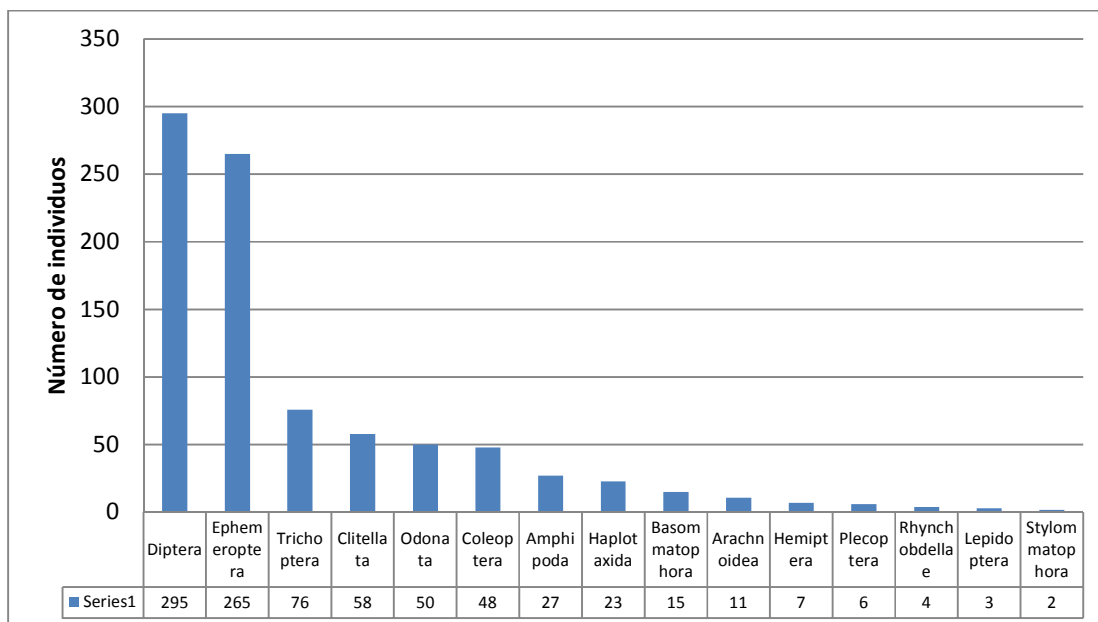
**Tabla 6. Calificación de la Valorización por perturbación para las estaciones de muestreo en las cuencas alta y media del Río Chicamocha. Rojo: alteración muy fuerte; naranja: alteración fuerte; amarillo: alteración media; azul: alteración baja; verde: poca o ninguna alteración. Las abreviaturas de los sitios se definen en la Tabla 2.**

Estaciones	Chic 1	Chic 2	Chic 3	Chic 4	Gam 1	Mon 1	Mon 2	MS 1	MS 2	MS 3	Nob 1	Nob 2
Valor perturbación	4	5	4	5	11	9	11	5	7	7	5	7

## 5.2 Composición de macroinvertebrados

### 5.2.1 Riqueza, abundancia y gremios tróficos de los taxa

Se recolectaron 892 individuos, agrupados en 51 géneros, 42 familias y 15 órdenes (Ver ANEXO E). De dichos órdenes, Diptera obtuvo el 33% del total de los individuos, Ephemeroptera el 29% y Trichoptera el 8%. Los restantes 12 órdenes sumaron menos del 6% de abundancia (**Figura 3**). Al nivel taxonómico de familia, Baetidae (Ephemeroptera) presentó la mayor abundancia con el 28% de los individuos; fue especialmente importante en los Ríos Monguí y Gámeza. La familia Chironomidae (Diptera) obtuvo el 17% de abundancia y se distribuyó de forma casi homogénea en todos sistemas lóticos. En la **Tabla 7** se presentan las familias que tuvieron una abundancia relativa mayor al 5%.



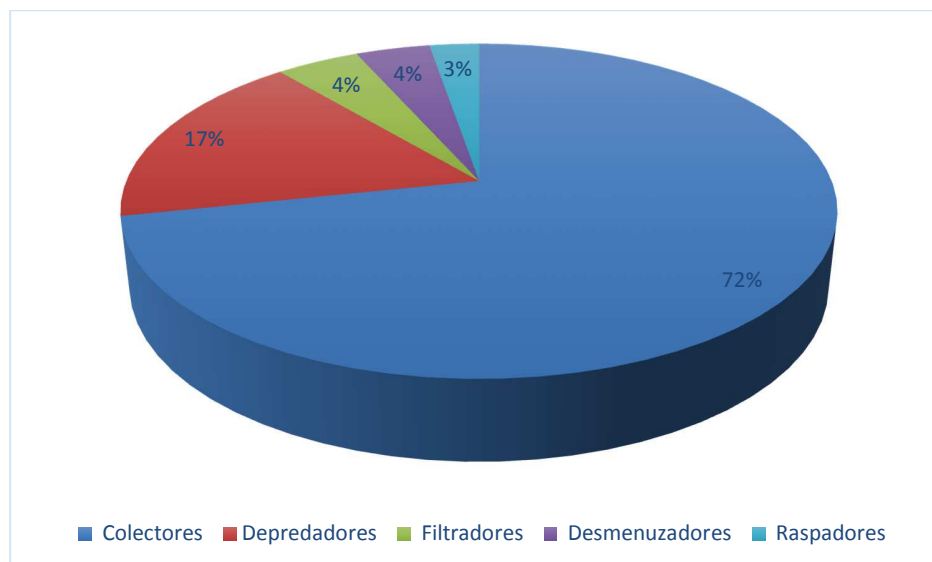
**Figura 3. Abundancia absoluta de los órdenes taxonómicos de macroinvertebrados a nivel de cuenca.**

**Tabla 7. Familias taxonómicas más abundantes en la totalidad de estaciones de muestreo.**

Familia	Abundancia relativa (%)
Baetidae	28
Chironomidae	17
Culicidae	7,4
Tubificidae	6,5
Simuliidae	6,3

En cuanto a la abundancia y riqueza de macroinvertebrados para cada corriente de agua, se encontró que los Ríos Monguí y Gámeza presentaron las mayores cantidades de individuos (135 y 159 respectivamente). En la Quebrada Malsitio se encontraron entre 46 y 118 individuos, en la Quebrada Nobsas de 18 a 81 individuos y en el Río Chicamocha entre 21 y 47 individuos. La riqueza de géneros presentó una distribución semejante a la de la abundancia, siendo más alta para los Ríos Monguí y Gámeza, intermedia para las Quebradas Malsitio y Nobsas y menor para el Río Chicamocha.

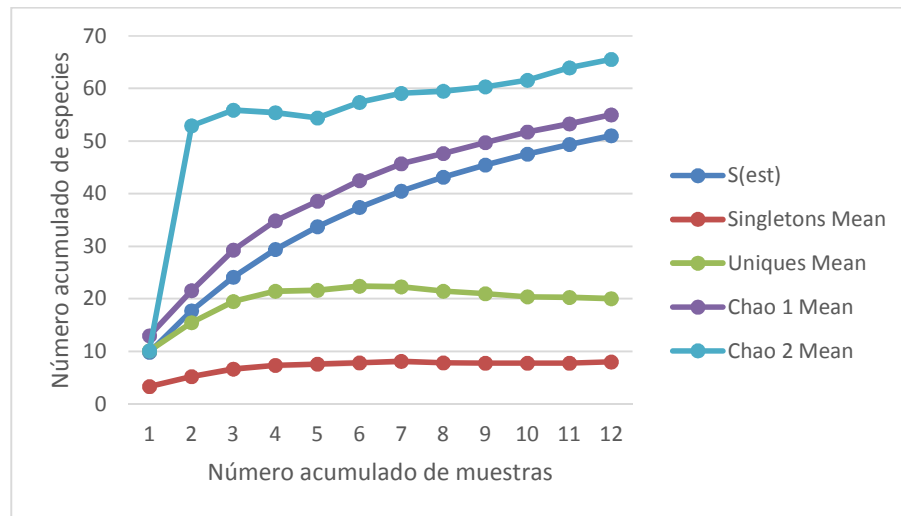
En cuanto a los gremios tróficos, se consideraron cinco grupos funcionales de alimentación con base en las descripciones de Pérez *et al.* (2004). Estos fueron, en orden de mayor a menor abundancia, colectores, depredadores, filtradores, desmenuzadores y raspadores (**Figura 4**). Dado que a lo largo de sus estadios de vida los tipos de alimentación de los macroinvertebrados pueden variar, la asignación a cada grupo tuvo en cuenta el estado (larva o adulto), de acuerdo con lo propuesto por Pérez *et al.* (2004).



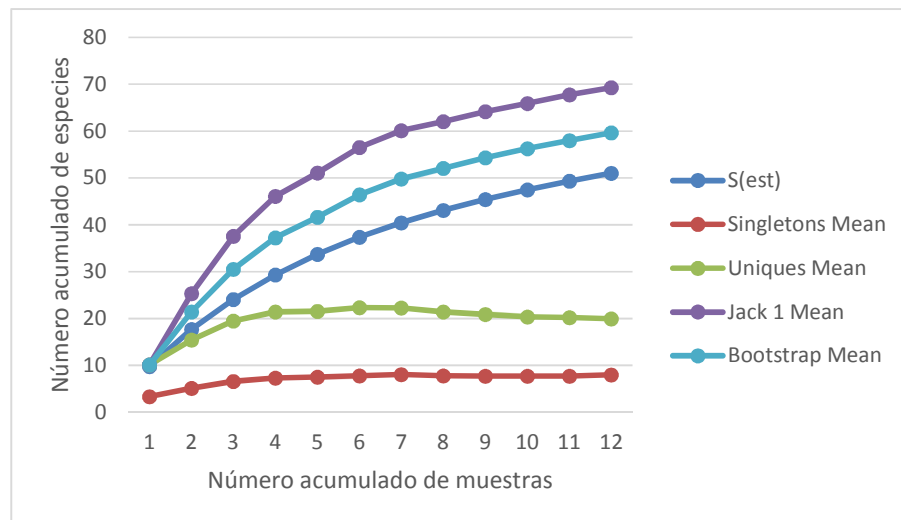
**Figura 4. Abundancia relativa de los gremios tróficos para los macroinvertebrados de la Cuenca del Río Chicamocha**

### **5.2.2 Análisis estadísticos de completitud del muestreo y diversidad alfa**

Se estimó la completitud del muestreo para determinar si la diversidad observada corresponde al total de especies esperadas o si por el contrario sería posible encontrar más especies en la zona. Al respecto, se obtuvieron las respectivas curvas de acumulación de especies (**Figura 5**).



A: Estimadores Chao 1 y Chao 2 (con uniques y singletons).



B: Estimadores Jackknife de primer orden y Bootstrap (con uniques y singletons).

**Figura 5. A y B. Curvas de acumulación de especies para la comunidad de macroinvertebrados. S (est): curva acumulada de especies observadas**

En estas gráficas se comparó el número observado de especies acumuladas (curva S (est)) con los estimadores de riqueza (curvas Chao 1 y Chao 2 **Figura 5A** y curvas Jack1 y Bootstrap **Figura 5B**). Se aprecia que la curva de especies observadas acumuladas presenta un comportamiento de crecimiento que no se estabiliza. Además, dicha curva no se intercepta con los estimadores Chao 1 y Chao 2. Estas dos características implican que el muestreo no abarcó todas las posibles especies dentro del área del proyecto. Igualmente, las curvas de las especies que aparecen una sola vez en las unidades de muestreo (uniques) o de las especies con un solo individuo (singletons), tampoco se estabilizan al final del muestreo y no decrecen completamente. Estadísticamente estos

resultados indican la posibilidad de encontrar constante especies raras, por lo cual los muestreos no comprenden el 100% de la diversidad del área.

Los estimadores Chao 1 y Chao 2, los cuales se ven afectados por la presencia de las especies únicas y raras, alcanzaron valores del 92,7 y 77,8% respectivamente, mientras que los estimadores Jackknife de primer orden y bootstrap llegaron al 73,5 y 85,5%. Estos resultados ratifican la probabilidad de que al aumentar las unidades de muestreo en campo podrían incluirse nuevas especies. Sin embargo, con estimaciones de completitud por encima del 80% en promedio, como fue el caso de los ríos estudiados, los muestreos se consideran suficientemente representativos (Carvajal-Cogollo *et al.* 2011, Soberón & Llorente 1993).

Aunque los muestreos fueron representativos, la falta de estabilización de la curva de especies observadas, la estabilidad de la curva de especies que aparecen una sola vez (uniques) y el leve decrecimiento de curva de especies con un solo individuo (singletons), evidencian la alta heterogeneidad de las muestras. Este resultado muestra a su vez que los cuerpos de agua estudiados son diferentes en su composición y riqueza de invertebrados, posiblemente debido a las distintas influencias fisicoquímicas y de perturbación (gradiente de estrés).

La riqueza de taxones de la comunidad de macroinvertebrados se calculó como el número efectivo de especies, establecido a partir de la exponencial del valor del índice de Shannon (Moreno 2001). Los resultados tanto a nivel de cuenca como para cada río y quebrada se observan en la siguiente tabla (**Tabla 8**).

**Tabla 8. Valores del índice de diversidad verdadera para la comunidad de macroinvertebrados para toda la cuenca y por estación de muestreo. Las abreviaturas de las estaciones se definen en la Tabla 2**

Estación	Diversidad verdadera	%
Total Cuenca	18,25	100,00
Chic 1	1,65	9,04
Chic 2	4,95	27,14
Chic 3	2,92	15,98
Chic 4	2,94	16,14
Gam 1	4,06	22,22
Mon 1	9,03	49,46
Mon 2	2,77	15,20
MS 1	6,69	36,64
MS 2	12,18	66,76
MS 3	4,06	22,22
Nob 1	8,17	44,75
Nob 2	3,32	18,20



El número efectivo de especies de 18,2 indica que la diversidad de esa comunidad es igual a la diversidad que tendría una comunidad virtual de 18,2 especies, en la que todas tuvieran exactamente la misma abundancia.

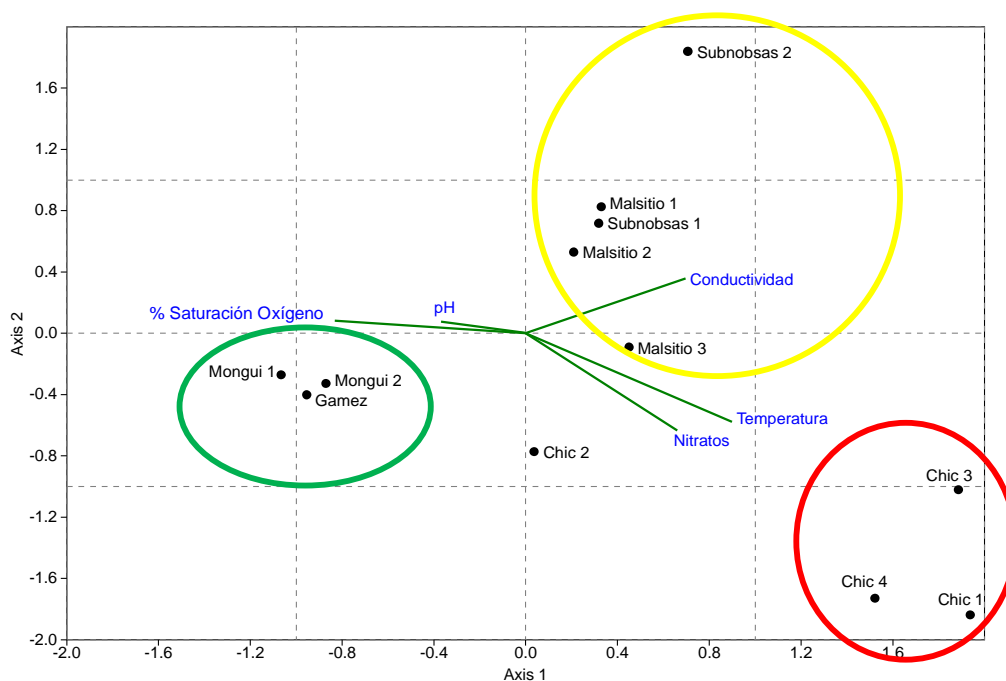
El índice de número efectivo de especies presenta en su formulación un comportamiento lineal, por lo cual la diferencia matemática (resta) entre dos valores, permite saber cuánta diversidad se pierde entre una comunidad comparada con otra (Jost 2007). Al contrastar el valor de números efectivos de especies de toda la cuenca ( ${}^1D = 18,2$ ) con el de las estaciones Malsitio 2 ( ${}^1D = 12,18$ ) y Monguí 1 ( ${}^1D = 9,03$ ) se puede decir que en la primera se presentó el 66,7% de las especies de la cuenca, mientras que en la segunda ocurrió el 49,5%, siendo los lugares con los valores más altos de diversidad. Para Malsitio 2 se destaca su ubicación en una zona plana en la cual esta quebrada tuvo una gran diversidad de hábitats; entre ellos se incluyen zonas de rápido-poco profundas y zonas lentas-profundas con macrófitas emergentes. Muchas especies de macroinvertebrados muestran preferencia por alguno de estos dos tipos de hábitats.

Por su parte, el Río Chicamocha presentó los valores más bajos de diversidad verdadera, acumulando en sus estaciones un promedio del 17% de los taxones de la cuenca.

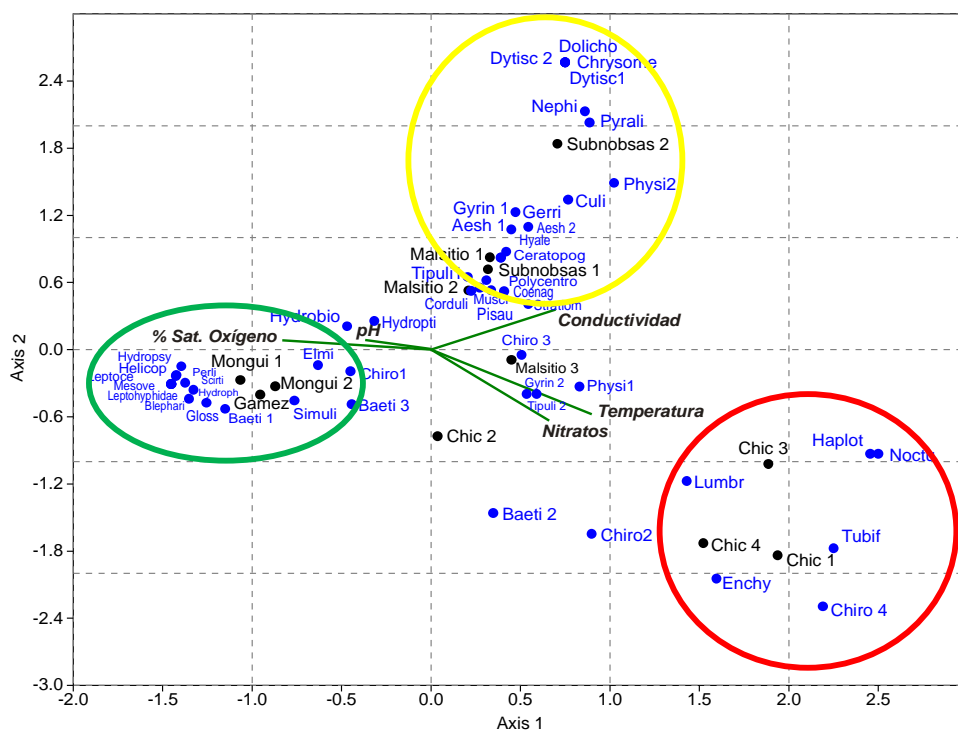
### 5.2.3 Macroinvertebrados y su relación con las variables ambientales

Los ejes uno y dos del análisis de correspondencia canónica explicaron un 70% de la variabilidad en la relación entre las variables ambientales y los macroinvertebrados. De esta forma se determinó que sobre el eje uno la variabilidad se relacionó principalmente con el porcentaje de saturación de oxígeno y con la conductividad. Las estaciones de los ríos Monguí y Gámeza se ubicaron con el extremo positivo de la saturación de oxígeno y negativo de la conductividad (**Figura 6A**) y en ellas se presentaron la mayoría de morfoespecies. De estas, las familias muy sensibles a la contaminación según el BMWP/Col fueron Perlidae, Baetidae, Blephariceridae o Leptoceridae (círculo verde **Figura 6B**).

Los taxones con tolerancias intermedias se agruparon alrededor las estaciones de las quebradas Malsitio y Nobsas. Estos incluyeron familias como Pyralidae, Aeshnidae, Hydroptilidae y Scirtidae (círculo amarillo **Figura 6B**). Finalmente las estaciones del Río Chicamocha se relacionaron de forma negativa con el porcentaje de saturación de oxígeno disuelto y positivamente con la conductividad; en ellas la riqueza fue muy baja y solo se presentaron unas cuantas morfoespecies tolerantes a la contaminación, tales como Glossiphoniidae, Tubificidae, Enchytraeidae, Lumbricidae y Haplotaxidae (círculo rojo **Figura 6B**).



A: Relación entre las variables ambientales y las estaciones de muestreo.



B: Relación entre las variables ambientales y las familias de macroinvertebrados.

**Figura 6. Análisis de correspondencia canónica (CCA) para los parámetros fisicoquímicos y las especies de macroinvertebrados con sus sitios de muestreo. Puntos en azul: morfoespecies de macroinvertebrados. Puntos en negro: estaciones de muestreo. Las abreviaturas de los sitios se definen en la Tabla 2 y las de los taxones en el ANEXO E.**

Hay que destacar la estación Chicamocha 2, la cual se incluye dentro de las estaciones con familias de tolerancia intermedia a la contaminación. Tuvo un grado de asociación con la conductividad menor que el de las otras estaciones de este río. La ubicación de este punto en la confluencia del Río Monguí con el Río Chicamocha podría explicar las condiciones moderadamente mejores de este sitio. Es probable que la entrada de agua más oxigenada y con baja concentración iónica del Río Monguí diluya las cargas que trae el Río Chicamocha, lo cual influye en la composición de la comunidad de macroinvertebrados. Así lo sugiere la presencia de efemerópteros de la familia Baetidae en este punto del Río Chicamocha, procedentes probablemente de la deriva del Río Monguí. Sin embargo, dicho efecto positivo de disolución y reducción de la contaminación se pierde rápidamente, pues a los 2,5 Km donde se ubica la estación Chicamocha 1, se midieron nuevamente niveles altos de conductividad y SDT.

## **5.3 Desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de la cuenca media del Río Chicamocha**

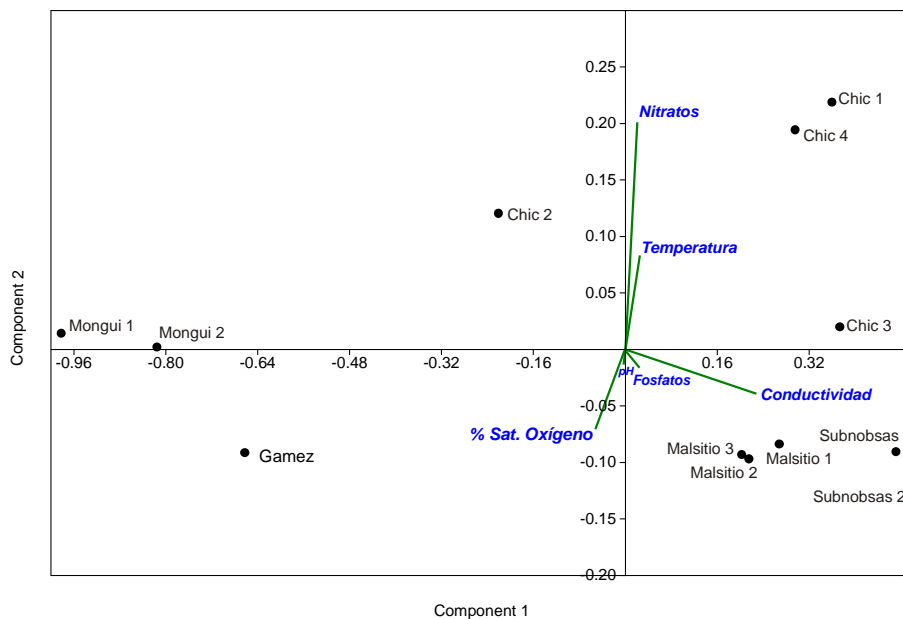
### **5.3.1 Determinación del gradiente de estrés de la cuenca**

De forma congruente con los resultados del análisis de correspondencia canónica y luego de retirar las variables fisicoquímicas altamente correlacionadas ( $\text{Spearman} \geq 8$  o  $\leq -8$ ) (Ver ANEXO F), el primer eje del análisis de componentes principales (ACP, **Figura 7**) explicó el 92,7% de la varianza. Por lo tanto, el gradiente de estrés de la cuenca estuvo determinado por la conductividad eléctrica y por el porcentaje de saturación de oxígeno, debido a que estas variables presentaron el mayor peso con respecto al primer eje del ordenamiento.

Según este gradiente de estrés detectado por el ACP (**Figura 7**), los valores altos de conductividad se asocian de forma positiva con las estaciones del Río Chicamocha y de las Quebradas Malsitio y Nobsas. Además, en el eje vertical los nitratos y temperatura del agua muestran cercanía a las estaciones del río Chicamocha. Estos ríos se relacionan con los vertimientos industriales que se dan en estos ríos y con las actividades mineras en sus cercanías. De otro lado, las estaciones de los ríos Monguí y Gámeza responden de forma negativa a la conductividad y presentan cierta tendencia a mayores valores de saturación de oxígeno. Tales resultados se deben a que estos ríos no reciben vertimientos domésticos ni industriales y sus aguas están bien oxigenadas, dada la

velocidad de la corriente y la mayor de solubilidad del oxígeno por el menor contenido iónico.

Teniendo en cuenta el alto porcentaje de la varianza explicado por el primer eje del ACP, este se asumió en el desarrollo del índice como el gradiente de estrés de la cuenca, con el cual se validó y calibró el índice multimétrico propuesto.



**Figura 7. Análisis de componentes principales (ACP) con la ubicación de las estaciones de muestreo según el gradiente ambiental definido por las variables fisicoquímicas.**

### 5.3.2 Selección de las métricas de calidad biológica

Las 21 métricas candidatas para conformar el índice multimétrico se calcularon para cada una de las estaciones de muestreo (Ver ANEXO G), dentro de las cuales ocho presentaron una alta correlación de Spearman ( $\geq 6$  o  $\leq -6$ ) con el gradiente de estrés (Ver ANEXO H). Para ello, las coordenadas de ubicación de las localidades en el ACP se proyectaron sobre el eje y se utilizaron como valores del gradiente de estrés, con el cual se correlacionaron las métricas candidatas (Sánchez-Montoya *et al.* 2010).

Dentro de las ocho métricas correlacionadas con el gradiente de estrés, se excluyeron aquellas que presentaran entre si una alta correlación (Spearman  $\geq 7$  o  $\leq -7$ ) y que además estuvieran incorporadas de alguna manera en otra métrica. De esta manera se simplificó lo máximo posible el número de métricas del índice multimétrico, con lo cual se seleccionaron finalmente seis métricas (Ver ANEXO I).

A estas seis métricas se les determino su Eficiencia Discriminativa-ED para diferenciar entre sitios de referencia y sitios impactados, de forma tal que fueran efectivas en la formulación del índice multimétrico (Ver ANEXO J). Las seis métricas presentaron una ED > 88.9% (**Tabla 9**). De esta forma, las métricas seleccionadas fueron: riqueza de familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT), % Ephemeroptera (abundancia relativa), % Plecoptera (abundancia relativa), Abundancia total de individuos, % Filtradores (abundancia relativa) y BMWP/Col. Dichas métricas incorporan al índice distintos atributos ecológicos representados por la riqueza, la composición, la abundancia, el modo de alimentación y el grado de tolerancia a la contaminación.

**Tabla 9. Métricas seleccionadas para la elaboración del índice multimétrico de las cuencas alta y media del Río Chicamocha, presentado su atributo ecológico, respuesta hipotética ante la perturbación y Eficiencia Discriminativa.**

Métrica	Atributo ecológico	Respuesta hipotética con la perturbación antropogénica	ED
Riqueza de familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT)	Riqueza y composición taxonómica	Disminuye	100%
% Ephemeroptera	Composición taxonómica (% de abundancia)	Disminuye	100%
% Plecoptera	Composición taxonómica (% de abundancia)	Disminuye	100%
Abundancia total de individuos	Abundancia	Disminuye	100%
% Filtradores	Composición trófica (% de abundancia)	Disminuye	88,90%
BMWP	Tolerancia	Disminuye	88,90%

### 5.3.3 Diseño y propuesta del índice multimétrico para la cuenca del Río Chicamocha

Con las métricas seleccionadas se desarrolló el índice multimétrico. Cada parámetro se estandarizó entre 0 y 100 (Green & Swietlik 2000), se generaron los espectros de variación y se obtuvo la calificación para cada estación de muestreo (Ver ANEXO K).






La **Tabla 10** presenta la fórmula utilizada en la estandarización, la cual tuvo en cuenta que todas las métricas seleccionadas disminuyen frente al gradiente de estrés.

**Tabla 10. Índice multimétrico de las cuencas alta y media del Río Chicamocha con las fórmulas de estandarización.**

Métrica	Percentil 95	Valor mínimo	Formula de estandarización final (X= valor de la métrica)
Riqueza de familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT)	9	0	$(100 * (X/(9 - 0)))$
% Ephemeroptera	76	0	$(100 * (X/(76 - 0)))$
% Plecoptera	4	0	$(100 * (X/(4 - 0)))$
Abundancia total de individuos	158	18	$(100 * (X/(158 - 18)))$
% Filtradores	19	0	$(100 * (X/(19 - 0)))$
BMWPCol	119	3	$(100 * (X/(119 - 3)))$

Por su parte, la categorización de las escalas de variación del índice con base en los percentiles 75 y 25 de las localidades de referencia se presenta en la **Tabla 11**, de forma tal que sirva como guía para determinar la calidad biológica de los cuerpos de agua de la cuenca, asociando a cada rango un color para su representación cartográfica.

**Tabla 11. Integridad biótica de la comunidad de invertebrados y calificación de la calidad ecológica de los cuerpos de agua de las cuencas alta y media del Río Chicamocha.**

Integridad biótica	Calidad ecológica	Graduación	Color
Muy alta	Muy Buena	>84	
Alta	Buena	58 - 83	
Media	Moderada	40 - 57	
Baja	Mala	22 - 39	
Muy baja	Pésima	3 - 21	

## 5.4 Aplicación del índice multimétrico en la cuenca media del Río Chicamocha

Los resultados de la aplicación del índice multimétrico en las cuencas alta y media del Río Chicamocha se presentan en la **Tabla 12**. Los valores de cada métrica para cada estación son los obtenidos tras usar la ecuación final de estandarización =  $(100 * (X/(X_{95} - X_{min})))$ . Como era de esperar, los valores más altos del índice se presentaron en las estaciones de referencia, mientras que las demás estaciones tuvieron en general índices en las categorías de mala a pésima calidad biológica.

**Tabla 12. Calidad biótica con el uso del Índice multimétrico de la cuenca media del Río Chicamocha a través del uso de una base de datos independiente. Se presenta asociado a la calificación con el índice multimétrico la asignación de color para facilitar su interpretación. Las abreviaturas de los sitios se definen en la Tabla 2.**

Métrica	Chic 1	Chic 2	Chic 3	Chic 4	Gam 1	Mon 1	Mon 2	MS 1	MS 2	MS 3	Nob 1	Nob 2
Riqueza de familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT)	0	11,2	0	0	67,5	101,3	45,0	22,5	22,5	11,2	22,5	0
% Ephemeroptera	0	19,6	0	0	84,4	50,4	100,6	0	0	0	7,3	0
% Plecoptera	0	0	0	0	17,3	103,4	0	0	0	0	0	0
Abundancia total de individuos	32,1	33,5	14,9	14,9	113	94,9	97,0	32,8	84,2	46,4	12,8	57,8
% Filtradores	0	101,7	0	0	56,8	47,9	46,9	0	27,0	0	0	0
BMWP/Col	4,3	35,4	5,1	2,5	75,2	103,7	56,1	47,5	60,5	31,1	29,3	41,4
<b>Valor del Índice multimétrico</b>	<b>6</b>	<b>34</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>69</b>	<b>84</b>	<b>58</b>	<b>17</b>	<b>32</b>	<b>15</b>	<b>12</b>	<b>17</b>

Los ríos Monguí y Gámeza se ubicaron en la escala de calidad biológica *Muy buena* a *Buena*. Se destacaron sus altos porcentajes de taxones sensibles a la degradación, como efemerópteros, plecópteros, tricópteros y simúlidos; estos últimos pertenecen al gremio trófico de los filtradores. Aunque las quebradas Malsitio y Nobsas presentaron valores de abundancia y del BMWP/Col supuestamente de aguas con contaminación ligera a moderada, el índice propuesto muestra que en realidad su calificación es de *Pésima* calidad, dada la contaminación de sales disueltas que presentan principalmente por las actividades mineras desarrolladas en sus microcuencas. La estación Malsitio 2 exhibió un índice un poco más alto que la ubicó en la categoría de *Mala* calidad biológica; en este punto se destacó la buena variabilidad del hábitat que al parecer incrementó los valores de abundancia y de BMWP/Col, pero con una composición de familias de tolerancias intermedias a la degradación.

Como era de esperar, el Río Chicamocha mostró una calidad biológica *Pésima*, con los índices más bajos de todas las estaciones de muestreo, dada la fuerte degradación que generan los vertimientos urbanos e industriales sobre este cuerpo de agua.

## 5.5 Validación del índice multimétrico

Para aplicar el índice multimétrico propuesto a la base de datos de la comunidad de macroinvertebrados del trabajo de Luna (2009) en el Santuario de Flora y Fauna Iguaque, fue necesario primero seleccionar las estaciones de referencia de dicha investigación. Así, de las nueve estaciones de muestreo establecidas en ese trabajo,

cuatro se consideraron como de referencia según los valores del índice de Calidad de Bosque de Rivera (QBR) (**Tabla 13**).

**Tabla 13. Resultados del análisis fisicoquímico y microbiológico, índices ICOMO, BMWP/Col y QBR de las estaciones de muestreo en el Santuario de Flora y Fauna Iguaque (Tomado de Luna 2009).**

	SECTOR CARRIZAL			SECTOR ORTIGAL		SECTOR CHAINA		SECTOR VILLA DE LEYVA	
	ALTO	MEDIO	BAJO	ALTO	BAJO	ALTO	BAJO	San Agustín	San Francisco
Altitud Aprox. m.s.n.m.	3150	2900	2550	2900	2550	2750	2500	2150	2150
Temperatura (°C)	11,9	12,5	12,7	10,5	15,5	12,4	16,5	18,8	19,2
Oxígeno Disuelto (mg/l)	7,4	7,2	7	7,2	6,8	7,2	7	6,2	6,2
% saturación Oxígeno	101,5	96,9	90,4	92,4	93,7	95,0	95,8	87,1	88,8
Coliformes tot. (UFC/100 ml)	360	300	376000	36000	104000	188000	232000	256000	180000
E Coli (UFC/100 ml)	360	300	168000	9000	104000	136000	105000	256000	98000
ICOMO	0	0,02	0,55	0,54	0,53	0,53	0,52	0,56	0,56
Icol	0	0	1	1	1	1	1	1	1
Iox%	0	0,03	0,09	0,1	0,06	0,05	0,04	0,13	0,11
QBR	100	100	**80	*85	*55	*75	35	20	20
BMWP/Col	150	149	97	107	75	91	97	122	74

Los resultados de la aplicación del índice multimétrico se presentan en la **Tabla 14**, en la que los valores de cada métrica para cada estación se obtuvieron tras usar la ecuación final de estandarización ( $100 \cdot (X / (X_{95} - X_{min}))$ ). La ED fue del 80%, por lo cual se puede afirmar que, sobre la base de datos independiente, el índice multimétrico puede diferenciar correctamente entre estaciones de referencia e impactadas. De esta manera es un índice que es aplicable a la cuenca de validación.



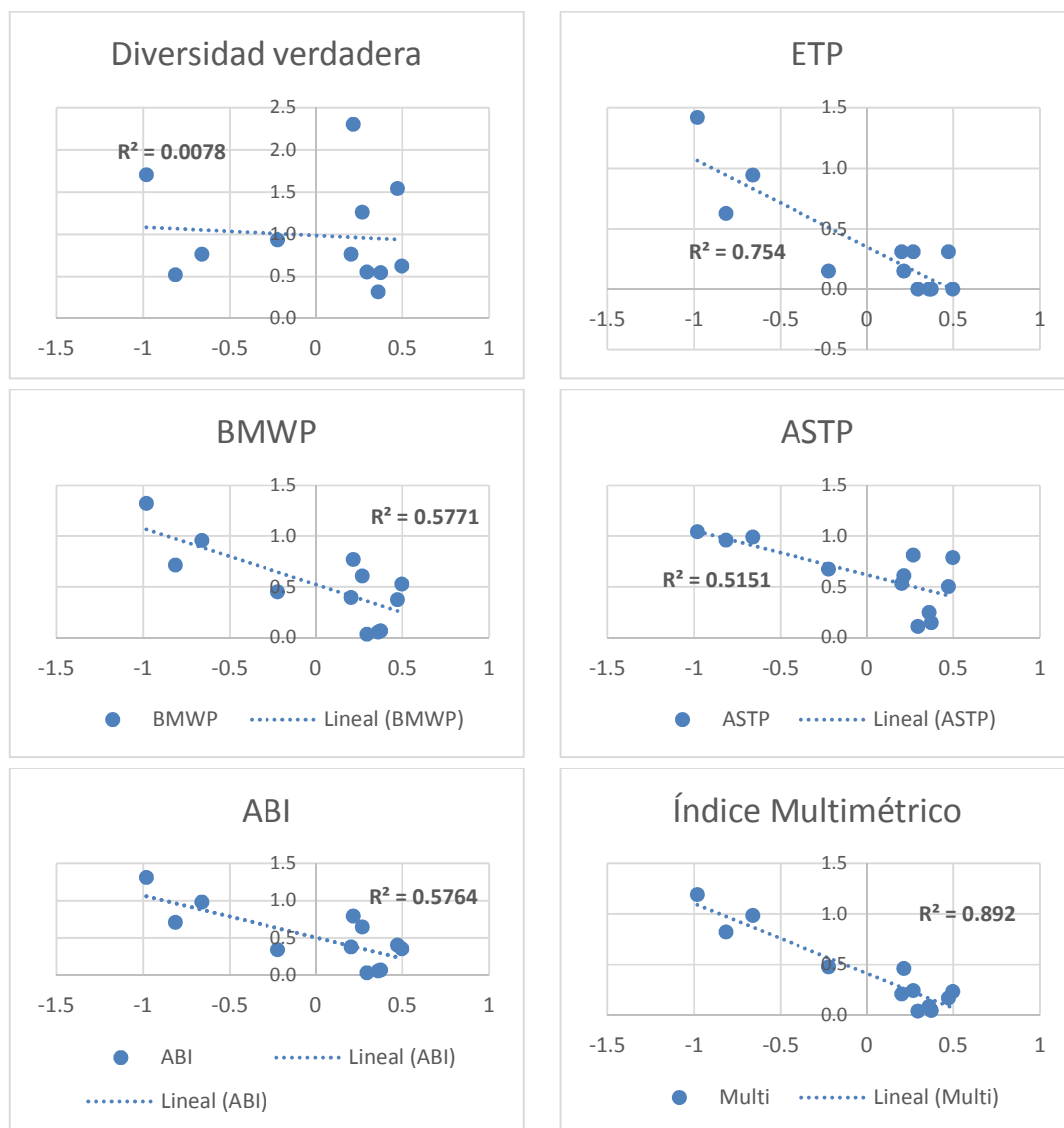
**Tabla 14. Validación del Índice multimétrico de la cuenca media del Río Chicamocha a través del uso de una base de datos independiente. Se presentan la calificación con base en el índice multimétrico y la asignación del color correspondiente para facilitar su interpretación.**

Métrica	Sector Carrizal			Sector Ortigal		Sector Chaina		Sector Villa de Leyva	
	Alto	Medio	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	San Agus.	San Franc.
Riqueza de familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT)	133,3	166,6	116,6	133,3	100	116,6	116,6	100	66,6
% Ephemeroptera	47,6	47,8	101,6	52,8	3,0	21,6	94,8	18,4	1,6
% Plecoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Abundancia total de individuos	122,6	105,3	34,7	40,0	32,6	28,0	25,5	27,3	125,5
% Filtradores	0,5	12,3	0,5	0	0	6,6	0	18,9	100
BMWPCol	197,3	196,0	127,6	140,7	98,6	119,7	127,6	160,5	97,3
<b>Valor del Índice Multimétrico</b>	<b>84</b>	<b>88</b>	<b>64</b>	<b>61</b>	<b>39</b>	<b>49</b>	<b>61</b>	<b>54</b>	<b>65</b>

Como resultado de la validación del índice multimétrico, se determinaron dos estaciones con una calidad biológica *Muy buena*, cuatro con una calidad *Buena*, dos con *Moderada* y una en el rango de *Mala* calidad. Luna (2009) determinó la calidad del agua de sus estaciones de muestreo a través de índices fisicoquímicos (ICO's); sus resultados evidencian la poca sensibilidad de estos índices para diferenciar la calidad de las estaciones. Solo discriminó dos estaciones de referencia como de buena calidad y a las otras siete estaciones las catalogó con un nivel alto de contaminación.

## 5.6 Relación entre índices biológicos y el gradiente de estrés

La relación entre el gradiente de estrés determinado por el ACP y los índices biológicos de diversidad verdadera, índice EPT, BMWP/Col, ASTP, ABI y el índice multimétrico propuesto, calculada tras la estandarización de estos índices con la EQR (Relación de Calidad Ecológica) (Ver ANEXO L y ANEXO M), se presenta en la **Figura 8**, en la cual se muestra el coeficiente de regresión ajustado ( $R^2$ ) para cada índice.



**Figura 8. Relación entre los índices diversidad verdadera, índice EPT, BMWP/Col, ASTP, ABI y el índice multimétrico propuesto frente al gradiente de estrés de las cuencas alta y media del Río Chicamocha. Cada gráfica muestra el coeficiente de regresión ajustado ( $R^2$ ) para cada índice.**

Con base en los coeficientes de regresión ajustados se determinó que el Índice multimétrico presenta el mejor ajuste frente al gradiente de estrés ( $R^2 = 0,89$ ), seguido por el índice EPT ( $R^2 = 0,75$ ), el BMWP/Col ( $R^2 = 0,58$ ) y el ABI ( $R^2 = 0,57$ ). El índice de diversidad verdadera tuvo una correlación muy baja ( $R^2 = 0,0078$ ). Como lo indican Bonada *et al.* (2006) y Prat *et al.* (1999), los índices multimétricos de integridad biológica muestran una gran idoneidad para medir la calidad ecológica del agua dada su gran sensibilidad a las perturbaciones ambientales.

## 6. Capítulo 6. Discusión

Los sistemas lóticos (ríos y quebradas) se caracterizan por ser ambientes que pueden estar bajo condiciones muy diversas, tanto naturales debidas al clima, la geología, la topografía o la vegetación riparia, así como por los impactos humanos que inciden directamente sobre ellos. Por lo tanto la fisonomía de los cauces, el régimen hidrológico (permanente/temporal), el tipo e intensidad de las perturbaciones (riadas, sequías, encauzamientos, represamientos, vertimientos, etc.) y la calidad de sus aguas (grado de mineralización, eutrofización, saprobiedad) pueden variar ampliamente de acuerdo a dichos condicionamientos ambientales.

Estos condicionamientos, por procesos jerárquicos que van de las escalas regionales a las locales, indican sobre las comunidades de macroinvertebrados acuáticos, pues al afectar las características físicas, químicas, climáticas y geomorfológicas de las cuencas y los hábitats en los cuales residen, generan cambios en términos de composición y estructura de dichas comunidades (Barbour *et al.* 1999). Estos cambios están sustentados en la sensibilidad que presenta esta biota acuática a las modificaciones ambientales de sus hábitats. Los macroinvertebrados han demostrado ser muy sensibles a tales cambios, lo que respalda la amplia aceptación de estos organismos como bioindicadores.

La bioindicación tradicional se ha basado principalmente en características unimétricas que miden la calidad biológica desde un solo aspecto ecológico de la comunidad. Sin embargo, se ha observado que este tipo de índices presenta problemas de sensibilidad y variación con el grado de perturbación. Son muy efectivos para medir los cambios en la estructura de la comunidad ante perturbaciones muy fuertes, pero frente a alteraciones de baja intensidad muchas veces no registran cambios. A veces estos cambios son insignificantes y en otras ocasiones no se correlacionan con el gradiente de perturbación (Prat *et al.* 2009).

Con el fin de medir más efectivamente los cambios de la calidad biótica en los gradientes de perturbación, surgió la necesidad de formular métodos e índices para este fin. Se ha definido todo un marco de referencia para evaluar, desde una aproximación multimétrica como la utilizada en este estudio, aquellos factores naturales que hacen parte de la integridad biótica y que se ven afectados por la contaminación antrópica. Se incluye para esto la medición de variables abióticas de la calidad del agua (temperatura, turbidez, oxígeno disuelto, acidez, alcalinidad, sustancias orgánicas o inorgánicas, metales pesados y sustancias tóxicas), variables de la estructura del hábitat (tipo de sustrato, profundidad del agua, velocidad de la corriente y complejidad espacio-temporal del hábitat físico), parámetros de temporalidad hidroclimática, factores energéticos (tamaño, cantidad y tipo de la materia orgánica entrante y los cambios temporales en el patrón de suministros energéticos) y aspectos de las interacciones bióticas que afectan la riqueza y abundancia de los organismos (competencia, depredación, enfermedades y mutualismo) (Karr 1991).

En este estudio dichas variables presentaron diferencias evidentes entre los cuerpos de agua caracterizados, debido a las distintas actividades antrópicas que se presentan en las cuencas alta y media del Río Chicamocha. Tales actividades se reflejaron en diferentes grados de disturbio, según se evaluó a través de los índices de calidad de bosque de ribera (QBR), de calidad de hábitat fluvial (IHF) y de Valorización por Perturbación usados como protocolos para definir las estaciones de referencia (sitios prístinos) y las localidades perturbadas. Estos protocolos reflejaron las fuertes presiones sobre la cuenca ejercidas por las actividades mineras e industriales ligadas a la producción de carbón coque, fabricación de ladrillo, cemento y acero, así como por las actividades de centros urbanos y rurales y por la agricultura y la ganadería.

De estos índices, el de la calidad del bosque de ribera reveló a nivel de cuenca unas fuertes condiciones de perturbación sobre las estaciones impactadas, principalmente en el Río Chicamocha, ya que ninguna de estas presentó algún tipo de bosque continuo o funcional. Incluso en algunos sitios no se presenta el bosque. Si se tiene en cuenta que estos bosques ribereños tienen una influencia importante en el buen funcionamiento del ecosistema acuático, dado su efecto sobre las tasas de crecimiento, la abundancia y la estructura de las comunidades acuáticas (Vannote *et al.* 1980, Cummins *et al.* 1989, Stanley *et al.* 1991), su pérdida derivada de las actividades de explotación y de las labores agropecuarias, se considera una de las causantes principales de la perturbación encontrada en dichas estaciones.

De forma congruente con lo anterior, el índice de calidad de hábitat también presentó una correlación negativa entre las estaciones impactadas y la baja calidad de hábitats. Al respecto, el Río Chicamocha presentó baja diversidad de hábitats, resultado de canalizaciones del río, reducida velocidad de la corriente, alta homogeneidad del sustrato por la sedimentación y un nulo porcentaje de sombreado y cobertura vegetal acuática. Por su parte, los Ríos Monguí y Gámeza presentaron una alta diversidad de hábitats, favorecida por las variadas velocidades de la corriente, las diferencias en los tipos de sustratos (piedras, cantos, gravas, arenas) y las diversas profundidades, todas condiciones propias de ríos que no presentan alteraciones antrópicas en sus riberas, cauces y lechos. Las Quebradas Malsitio y Nobsas tuvieron una diversidad entre media y baja, influenciada por la menor velocidad de la corriente, un cauce menor y mayor homogeneidad en el sustrato, efecto de afectaciones antrópicas menores, posiblemente por tratarse de quebradas pequeñas y con poco uso industrial, si se comparan por ejemplo con el Río Chicamocha.

Efecto de estas presiones generalizadas en una escala regional y tal y como se evidenció con los análisis de componentes principales, el gradiente de estrés de la cuenca estuvo determinado por las altas concentraciones de minerales disueltos en el agua en un extremo del gradiente, con valores de conductividad tan altos que superaron en casi todas las estaciones perturbadas los 500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , así como en valores óptimos de saturación de oxígeno disuelto en las estaciones de referencia en el otro extremo del gradiente.

Dada la falta del bosque de ribera alrededor de las corrientes de agua perturbadas, la escorrentía superficial arrastra una gran cantidad de sedimentos responsables del incremento iónico de la columna de agua, con su eventual disminución en la saturación del oxígeno y con el incremento de los SDT y los nutrientes (fosfatos y nitratos) (Roldán & Ramírez 2008). Probablemente estos sedimentos provienen en gran parte de las minas o son vertidos directamente como productos de desecho de las actividades industriales. Por su parte, las estaciones de referencia, aunque no presentaron bosque de ribera en un estado de conservación completamente óptimo este es en algunos puntos funcional, además si mostraron valores adecuados del índice de hábitat fluvial. Conjuntamente, no se registraron actividades mineras, industriales o urbanas en sus microcuencas, con lo cual los valores de conductividad fueron muy bajos (máximo 60  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) y la saturación de oxígeno fue del 100% en promedio, dada la velocidad de la corriente y la mayor solubilidad del oxígeno por el menor contenido iónico.

Coincidiendo con dicho gradiente de estrés, el análisis de correspondencia canónica realizado entre las variables ambientales y los macroinvertebrados de cada sitio de muestreo, relacionó las estaciones de referencia de los ríos Monguí y Gámeza con el extremo positivo de la saturación de oxígeno y negativo de la conductividad, estaciones donde se presentaron familias taxonómicas de los macroinvertebrados muy sensibles a la contaminación según índices bióticos como el BMWP/Col y ABI, así como los mayores conteos de la abundancia y riqueza. Asimismo, la poca riqueza y abundancia de macroinvertebrados de las estaciones impactadas del Río Chicamocha fue representada por unas pocas familias tolerantes a la contaminación correlacionadas principalmente con una alta conductividad y temperatura.

En este aspecto es interesante destacar un caso puntual del cambio del tipo de ensamblaje de la comunidad de macroinvertebrados según las condiciones ambientales que prevalecen en el ecosistema (Roldán & Ramírez 2008), ya que en la confluencia del Río Monguí con el Río Chicamocha se encontró el único sitio de este último río con unas condiciones de referencia intermedias y no de perturbadas como es tu tendencia general. Tan solo en ese punto del Río Chicamocha, la diversidad verdadera acumula el doble de riqueza de especies comparado con las otras estaciones de este río, riqueza en la que es posible contar con tres morfoespecies de efemerópteros de la familia Baetidae, procedentes probablemente de la deriva del Río Monguí. Esta diferencia en la composición es efecto del cambio en las condiciones ambientales, ya que es probable que la entrada de agua más oxigenada y con baja concentración iónica del Río Monguí diluya las cargas que trae el Río Chicamocha. Sin embargo, dicho efecto positivo de disolución y reducción de la contaminación se pierde rápidamente, pues aguas abajo a los 2,5 Km donde se ubica la estación Chicamocha 1, se midieron nuevamente niveles altos de conductividad y SDT, así como una comunidad de macroinvertebrados compuesta por pocas especies muy tolerantes a la contaminación (Tubificidae y Chironomidae).

Ahora bien, con base tanto en las estaciones de referencia como en las perturbadas, el índice multimétrico desarrollado en este estudio permitió definir dentro de las cuencas

alta y media del Río Chicamocha, ríos con *Muy buenas* y *Buenas* calidades biológicas, así como otros con calidad biológica de *Mala* a *Pésima*. Para esto fue muy efectivo el análisis de componentes principales o ACP para establecer el gradiente de estrés ambiental y correlacionarlo con las 21 métricas candidatas para conformar el índice, las cuales pueden ser agrupadas en once métricas relacionadas con la riqueza y composición taxonómica, dos con la abundancia, cinco con la composición trófica y tres con la tolerancia/intolerancia a la contaminación. En este aspecto, el ACP fue una técnica robusta y su uso coincide con su frecuente aplicación en todo tipo de índices, además de haber sido empleado con éxito en casos similares (Hering *et al.* 2006, Pinilla *et al.* 2010, Martínez-Dallos 2013), incluyendo junto a este un análisis de correlación de Spearman, con lo cual pudieron definirse de entre estas 21 métricas, solo aquellas cuya variación evidenció más fielmente los cambios de estrés en el gradiente ambiental.

En este ejercicio, el índice multimétrico presentó una alta eficiencia discriminativa ( $ED = 100\%$ ) y una alta correlación con el gradiente de perturbación descrito ( $R^2 = 0,892$ ). Además de dicha eficiencia discriminativa y buena correlación con el gradiente de estrés, el índice multimétrico propuesto tiene la ventaja de incorporar distintos atributos ecológicos, proveniente de las seis métricas finalmente seleccionadas que componen el índice, tales como la riqueza (índice EPT), la composición (% de Ephemeroptera y de Plecoptera), la abundancia (abundancia total), el modo de alimentación (% de filtradores) y el grado de tolerancia a la contaminación (BMWP/Col).

Con lo anterior, dichas distinciones de las calidades biológicas de los cuerpos de agua caracterizados en las cuencas alta y media del Río Chicamocha, permitieron designar a los ríos Monguí y Gámeza en la escala de calidad biológica *Muy buena* y *Buena* respectivamente. En estos se destacaron una alta abundancia total de individuos, entre los que encuentran un gran porcentaje de taxones sensibles a la degradación según los índices bióticos del BMWP/Col, ASTP y ABI, como efemerópteros, plecópteros, tricópteros y simúlidos; estos últimos pertenecen al gremio trófico de los filtradores. Dicha composición se correlaciona asimismo con los altos valores de oxígeno disuelto, baja conductividad y un buen índice de hábitats fluviales. Por su parte, aunque las quebradas Malsitio y Nobsas presentaron valores de abundancia y del BMWP/Col supuestamente de aguas con contaminación ligera a moderada, el índice propuesto muestra que en realidad su calificación es de *Pésima* calidad, dada la contaminación de sales disueltas que presentan principalmente por las actividades mineras desarrolladas en sus microcuencas, lo cual como se describe más adelante, evidencia la idoneidad de los índices multimétricos para describir la calidad biótica de los cuerpos de agua frente a índices unimétricos, dada su gran sensibilidad a las perturbaciones ambientales (Prat *et al.* 1999, Bonada *et al.* 2006, Couceiro *et al.* 2012).

El Río Chicamocha mostró una calidad biológica *Pésima*, con los índices más bajos de todas las estaciones de muestreo, dada la fuerte degradación que generan los vertimientos urbanos e industriales sobre este cuerpo de agua, al incrementar la cantidad de iones disueltos y la temperatura del agua, con lo cual se genera un alto consumo del poco oxígeno disuelto (valores altos de DQO y DBO) y se disminuye la capacidad de

saturación del oxígeno proveniente de la atmosfera, lo cual resulta en bajas abundancias de macroinvertebrados y ausencia de familias sensibles a este tipo de degradación. En este río la estación Chicamocha 2 fue la única con valores un poco más altos (categoría de calidad biológica *Mala*) debido al efecto ya mencionado de dilución de la contaminación por la confluencia con el Río Monguí en este sector.

Se destaca que de utilizar las métricas que componen el índice por separado, no se observa tan claramente la relación directa con las presiones antrópicas de la cuenca, como sí lo hizo el índice multimétrico. Al respecto, el análisis comparativo de las regresiones lineales del índice multimétrico y de los índices de diversidad verdadera <sup>1</sup>D, EPT, BMWP/Col, ASTP y ABI con el gradiente de estrés, confirma la idoneidad de las aproximaciones multimétricas para evaluar la calidad ecológica de una cuenca ( $R^2 = 0,892$ ). El índice EPT obtuvo una buena correlación ( $R^2 = 0,75$ ), pero no tiene en cuenta otros atributos, como por ejemplo el modo de alimentación, incluido en el índice multimétrico a través de la abundancia relativa de filtradores. Esta métrica destaca la presencia de organismos como los de la familia Simuliidae, que poseen grandes abanicos en su boca para filtrar las partículas suspendidas en la columna del agua (Merritt & Cummins 1996; Gallo, 2003). Estos dípteros son buenos indicadores de la calidad ecológica por su baja tolerancia a la contaminación (puntaje del BMWPCol = 8), ya que requieren altos porcentajes de saturación de oxígeno y valores bajos de SDT para evitar daños en sus sistemas de filtración (Merritt & Cummins 1996; Gallo 2003).

La diversidad verdadera tuvo un coeficientes de regresión ajustado muy bajo ( $R^2 = 0,0078$ ), lo cual, demuestra la baja capacidad de los índices de diversidad como indicadores de calidad. La razón es que son formulaciones que simplifican la respuesta de la comunidad y no consideran los tipos de organismos, los niveles de tolerancia ni las capacidades de adaptación de los taxones. Incluso pueden presentar valores altos en sitios de perturbación intermedia, por lo cual su uso como herramienta de valoración de la contaminación se ha venido restringiendo (Prat *et al.* 2009).

Esta mencionada idoneidad de los índices multimétricos, como el desarrollado en este estudio, frente a los índices unimétricos, fue corroborada además con la comparación realizada con la base de datos independientes con la cual se llevó a cabo la validación del índice propuesto. En su estudio para cuerpos de agua del Santuario de Flora y Fauna Iguaque, Luna (2009) determinó mediante el índice de calidad de ribera (QBR) un gradiente de degradación ambiental, donde dos de las nueve estaciones muestreadas presentan el valor más alto de bosque de ribera, al encontrarse inmersas en el SFF Iguaque, y a medida que las estaciones se alejan del santuario, la degradación se incrementa gradualmente hasta llegar a las últimas dos estaciones donde el índice las califica con la menor puntuación. Dado que el índice de calidad de ribera (QBR) también se usó en este estudio como uno de los índices con los que se determinó el gradiente de estrés de la cuenca, se consideró válido su uso para determinar las estaciones de referencia y perturbación del estudio de Luna (2009), para finalmente aplicar en cada una de estas la ecuación final de estandarización y calcular las seis métricas del índice propuesto.

Con los índices unimétricos aplicados por Luna (2009) (ICOMO, Icol, Iox%, BMWP/Col y QBR), este concluyó que solo dos estaciones se presentaban sin contaminación por materia orgánica y coliformes, con unos bosque de ribera amplios y bien conservados (estaciones de referencia), mientras que las restantes siete estaciones presentaban niveles altos de contaminación orgánica con altos niveles de coliformes fecales, con valores muy similares entre sí. Respecto al índice BMWP/Col, Luna (2009) destaca la coincidencia entre los valores de aguas “Muy limpias” de las dos estaciones de referencia con los índices fisicoquímicos (ICO’s), pero no discierne porque las demás estaciones también presentan valores del BMWP/Col de aguas “Muy limpias a limpias”, para lo cual sugiere que es necesario ajustar el BMWP/Col de forma específica a los cuerpos de agua del SFF Iguaque. Con la aplicación del índice multimétrico propuesto en este trabajo a los datos de Luna (2009), se obtuvo una alta eficiencia discriminativa entre las estaciones de referencia y las perturbadas (ED = 80%), con lo cual se determinaron dos estaciones con una calidad biológica *Muy buena*, cuatro con una calidad *Buena*, dos con *Moderada* y una en el rango de *Mala* calidad.

Con base en lo anterior, es posible apreciar la sensibilidad del índice multimétrico propuesto para distinguir con mayor precisión la calidad biótica en el gradiente de estrés frente a los índices unimétricos con los que trabajo Luna (2009), ya que en todos los casos dicho autor sobreestimó tanto la contaminación como la limpieza de las aguas, por lo cual solo podía ver los dos extremos del gradiente. Además, gracias a la integración del índice multimétrico, es posible discernir y agrupar en una sola medida los diversos tipos de contaminación que calificó Luna (2009), para lo cual de forma particular para el BMWP/Col, los resultados de aguas “Muy limpias a limpias” podrían ser efecto tanto de puntos de estudio relativamente cercanos, lo cual favorece la deriva de algunos pocos individuos que se consideran indicadores de aguas limpias y que es posible encontrarlos en sitios contaminados (Roldán & Ramírez 2008), así como de la buena velocidad de la corriente, incidiendo en una buena saturación de oxígeno según evidenció el índice Iox%, y al ser este uno de los parámetros fisicoquímicos al que son más sensibles los macroinvertebrados (Roldán & Ramírez 2008), favorece la presencia de especies con puntajes del BMWP/Col altos a muy altos (>7), arrastrando la sumatoria final del índice a rangos de aguas limpias en todas las estaciones. Gracias a las métricas que componen el índice propuesto en esta contribución, entre estas las relacionadas con la presencia de las familias Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, es posible ver a lo largo del gradiente de estrés el cambio en la composición de la comunidad de macroinvertebrados y la disminución paulatina de dichas familias en las estaciones con menores calidades bióticas, dilucidando la presunta incompatibilidad descrita por Luna (2009) entre el BMWP/Col y los ICOs.

En este último aspecto, vale la pena mencionar que una de las estaciones considerada en el gradiente como de perturbada, se calificó con el índice de este trabajo como de calidad biológica *buena*, resultado de coleccionar en el muestreo realizado por Luna (2009) un gran grupo de simúlidos, los cuales al tener un comportamiento gregario, incrementaron drásticamente el valor del índice dada la métrica “% de filtradores”. Aunque lo anterior podría ser un descuido en las metodologías de captura de



macroinvertebrados en campo (Domínguez & Fernández 2009), evidencia una debilidad en la propuesta presentada, ante lo cual, es de gran importancia asegurar en posibles futuros usos de este índice, una buena representatividad de los datos, réplicas y sectores de los tramos a caracterizar en un cuerpo de agua, de forma tal que el proceso de bioindicación refleje la realidad del estrés ambiental, para lo cual los análisis de curvas de acumulación, como los presentados en este trabajo, son herramientas de gran utilidad.

Por otra parte, la comparación realizada para la validación del índice presentado abre todo un panorama de discusión sobre la bondad de usar unos u otros tipos de índices. Aunque aquí se ha resaltado la idoneidad de las aproximaciones multimétricas, tal y como lo describe Martínez-Dallos (2013) al comparar su propuesta de un índice multimétrico (Índice de Estado Limnológico riverino (IELr) con índices de calidad de agua (ICOs), es importante más allá de resaltar las fortalezas y debilidades de cada tipología de índice, considerar la pertinencia de realizar análisis complementarios entre las aproximaciones a una escala de cuenca (índices multimétricos), con aquellas a escala local y más específicas que miden las perturbaciones propias de un río (índices unimétricos: ICAs, BMWP, etc.). Vale la pena puntualizar entonces, como lo menciona Bonada *et al.* (2006), que en caso de trabajar a nivel de escala regional (cuenca hidrográfica), el uso de los índices multimétricos tiene un gran valor científico y de clasificación de los cuerpos de agua mediante su aplicación, como se ha demostrado en diversos estudios de este tipo (Armitage *et al.* 1983, Stribling *et al.* 1998, Royer *et al.* 2001, Weigel *et al.* 2002, Wiseman 2003, Klems *et al.* 2003, Hering *et al.* 2006, Baptista *et al.* 2007, Moya *et al.* 2007, Munné & Prat 2009, Carvacho 2012, Couceiro *et al.* 2012, Martínez-Dallos 2013, Pinilla *et al.* 2014). Asimismo, se considera que en una escala local (caracterización de un tramo particular de un río), el índice propuesto en este trabajo presentaría una limitante en su uso, ya que el establecimiento de las condiciones de referencia (gradiente de estrés), podría requerir de grandes extensiones y un amplio número de muestras, por lo cual para evaluar por ejemplo el efecto puntual de un vertimiento sería más eficaz y con un menor esfuerzo de análisis de datos el uso de índices unimétricos bióticos de tolerancia/intolerancia y no esta propuesta multimétrica.

En otros aspectos, el índice propuesto tiene probables aplicaciones en actividades como la valoración de la restauración ecológica de ecosistemas acuáticos y el seguimiento a los procesos de ordenamiento y planificación de cuencas hidrográficas. Es una herramienta fiable y apropiada para describir ecológicamente un sitio designado para la restauración. Además, permite afinar los objetivos de la misma y funciona como método para la validación de un proceso óptimo. Por su parte, dado el carácter multimétrico y la necesidad de realizar las evaluaciones ecológicas para determinar los sitios de referencia, puede ser una herramienta útil para evaluar los cuatro grupos de acciones fundamentales en los programas de restauración de ríos, descritos por Lindig-Cisneros & Zambrano (2007). Según estos autores, el primer grupo se basa en las modificaciones en la cantidad de agua que entra y sale de un río o un lago (cambios del régimen hídrico); el segundo grupo se basa en las modificaciones químicas (contaminantes y nutrientes) en la columna de agua; el tercer grupo se vincula con la modificación de la estructura de las

comunidades de organismos que viven allí (biomanipulación) y el cuarto grupo busca aumentar la heterogeneidad espacial del sistema o incrementar los hábitats fluviales.

Finalmente, se destaca este trabajo como una de las primeras propuestas de índices multimétricos basados en la comunidad de macroinvertebrados que permiten evaluar la calidad biológica de ríos en Colombia, y que se suma a los trabajos de Pinilla (2010), Pinilla *et al.* (2010), Martínez-Dallos (2013), Martínez & Pinilla (2014) y Pinilla *et al.* (2014), dentro de los trabajos basados en la *integridad biótica* para evaluar cuerpos de agua en el país.

## 7. Capítulo 7. Conclusiones y recomendaciones

### 7.1 Conclusiones

- Se llevó a cabo la elaboración de un índice multimétrico de integridad biótica basado en los macroinvertebrados para evaluar el estado ecológico de los ríos de las cuencas alta y media del Río Chicamocha. Dicho índice presentó una óptima capacidad para discriminar estaciones de muestreo en condiciones prístinas de aquellas impactadas, según el gradiente de disturbio propio de esta cuenca hidrográfica.
- Al comparar los resultados del índice multimétrico con otros métodos biológicos para valorar la calidad ecológica de los ríos basados en invertebrados, se determinó que índice propuesto es idóneo para valorar dicha calidad. Esto se comprobó con base en su alta correlación con el gradiente de disturbio. Además, aventaja a los otros métodos debido a que incluye distintos atributos ecológicos como la riqueza, la composición, la abundancia, el modo de alimentación y el grado de tolerancia a la contaminación de los macroinvertebrados.
- Se determinó la validez y robustez del índice multimétrico propuesto, con aproximaciones estadísticas en cuanto a su eficiencia discriminativa (ED) y a su coeficiente de regresión ajustado ( $R^2$ ), tanto para los datos obtenidos en este trabajo en la cuenca media del Río Chicamocha, como para la base de datos independiente de las quebradas del Santuario de Flora y Fauna de Iguaque.
- Los análisis de correspondencia canónica (ACC) y de componentes principales (ACP) describieron el gradiente de disturbio de las cuencas alta y media del Río Chicamocha en términos de la contaminación por mineralización. Esta se da como efecto de la deforestación y el cambio en el uso del suelo para actividades de extracciones mineras y labores agropecuarias.
- De acuerdo con el índice multimétrico con base en las comunidades de macroinvertebrados realizado en las cuencas alta y media del Río Chicamocha se calificaron ríos con *Muy buenas* y *Buenas* calidades biológicas, así como otros con calidad biológica de *Mala* a *Pésima*. Los ríos que presentaron una calidad biótica buena fueron el Monguít y el Gámeza, mientras que las quebradas Nobsas, Malsitio y el propio Río Chicamocha presentaron calidad biológica pésima.
- Se confirma la hipótesis del estudio; es decir que la comunidad de macroinvertebrados acuáticos presentó, a nivel de familia, una alta variabilidad en cuanto a la tolerancia e intolerancia a la degradación ambiental con cambios en su composición y distribución, lo cual permitió desarrollar un índice multimétrico para evaluar la calidad biológica de las cuencas de estudio.
- Se cumplieron en un 100% los tres objetivos propuestos, al haber realizado un índice multimétrico de integridad biótica basado en los macroinvertebrados para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca alta y media del Río Chicamocha, al

comparar los resultados del índice multimétrico propuesto con otros métodos biológicos para valorar la calidad ecológica de los ríos basados en los invertebrados acuáticos (índices EPT, BMWP, ABI) y al evaluar la validez y robustez del índice multimétrico propuesto con una base de datos independiente.

- Finalmente, al mediano y largo plazo el índice propuesto es una herramienta útil y robusta para ejercicios de valoración de procesos de restauración ecológica en los cuerpos de agua de la cuenca alta y media del Río Chicamocha, así como para el seguimiento de procesos de ordenamiento y planificación de dicha cuenca hidrográfica.

## **7.2 Recomendaciones**

- Para futuros estudios en los cuales pueda implementarse el índice multimétrico propuesto, se recomienda incrementar las estaciones de muestreo ojala a lo largo de las cuencas alta, media y baja del Río Chicamocha, de forma que pueda incluirse una mayor cantidad de datos para conocer más a fondo el gradiente de estrés de toda la Cuenca del Río Chicamocha.
- A pesar de los diversos estudios y monitoreos de bioindicación y calidad del agua realizados a lo largo del tiempo en el Río Chicamocha, tanto por el sector público (p.e. Corpoboyacá) como por el privado (p.e. empresas mineras, energéticas o de hidrocarburos), en los cuales el deterioro ambiental del río es evidente y cada vez más intenso, se recomienda la optimización de este tipo de metodologías complementándolas con planes de restauración ecológica, de forma tal que puedan medirse no solo las presiones actuales de estrés, sino los posibles cambios que se den tras la recuperación de un cuerpo de agua.

## 8. Capítulo 8. Bibliografía

- Acosta, R., B. Ríos, M. Rieradevall & N. Prat. 2009. Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica* 28(1): 35-64.
- Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio de Agua en Santa Lucia (SIAGA), Almeira, 1996, vol II: 203-213.
- Alcaldía Municipio de Gámeza. 1999. ESQUEMA DE ORDENAMIENTO TERRITORIAL. Fase Diagnóstico.
- Armitage, P. D., D. Moss, J. F. Wrighr & M. T. Fuise. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-waten sites. *Wat. Res.*17: 333-347.
- Baptista, D. Buss, F. Egler, M. Giovanelli, A. Silveira, M & Nessimian, L. 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic forest streams at Rio De Janeiro State. Brazil. *Hydrobiologia*. 575: 83-94.
- Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder & J. B. Stribling. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington.
- Barmuta L.A. 1989. Habitat patchiness and macrobenthic community structure in an upland stream in temperate Victoria, Australia. *Freshwater Biology*, 21: 223-236.
- Bonada, N. Prat, N, Resh, V & Statzner, B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annu. Rev. Entomol.* 51: 495-523.
- Carvajal–Cogollo J., Castaño–Mora O., Cardenas–Arévalo G., & Urbina–Cardona J. 2011. Reptiles de áreas asociadas a humedales de la planicie del departamento de Córdoba, Colombia. *Caldasia*, 29(2):427-438.
- Carvacho, C. A. 2012. Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca del Limarí en Chile. Tesis de Maestría, Universitat de Barcelona.
- CORPOBOYACA, 2006. Plan de ordenación y manejo ambiental de la cuenca alta del Río Chicamocha. DIAGNÓSTICO CAPÍTULO III.
- Couceiro, S., Hamada, N., Forsberg, B., Pimentel, p., & Luz Da, S., 2012. Macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams

- in the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators*, vol. 18, no. 1, p. 118-125.
- Cummins, K.W.; M.A. Wilzbach; D.M. Gates; J.B. Perry & W.B. Taliaferro. 1989. Shredders and riparian vegetation. *BioScience* 39: 24-30.
- De Pauw, N. Ghetti, P. Manzini, P & Spaggiari, R. 1992. Biological assessment methods for running water. Commission of the European Communities. EUR 14606 EN-FR, 1992-III, 751 p, Bruselas.
- DeShon, J. 1995. Development and application of the Invertebrate Community Index (ICI). Pp. 217-243 in W.S. Davis and Simon (eds.): *Biological Assessment and Criteria. Tools for Water Resource Planning and Decision Making*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Domínguez, E & Fernández, H. 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Fundación Miguel Lillo. Tucuman, Argentina.
- Downes, B.J., P.S. Lake; E.S.G. Schreiber, & A. Glaister. 1998. Habitat structure and regulation of local species diversity in a stony upland stream. *Ecol. Monogr.* 68:237-257.
- Elwood, J.W.; J.D. Newbold; A.F. Trimble; & R.W. Stark. 1981. The limiting role of phosphorus in a woodland stream ecosystem: effects on P enrichment on leaf decomposition and primary producers. *Ecology*, 62: 146-158.
- Gallo, E. L. 2003. The importance of stream invertebrates to riverine ecosystem function. *Ecology & Geomorphology of Streams: The Scott river study*. UC Davis, Department of Geology. Disponible en Internet: [http://watershed.ucdavis.edu/scott\\_river/history.html](http://watershed.ucdavis.edu/scott_river/history.html). Consultado: Junio de 2004.
- Gibson, G. R., M. T. Barbour, J. B. Stribling, J. Gerritsen, & J. R. Karr. 1996. *Biological Criteria: Technical Guidance for Streams and Small Rivers*. Revised Edition. U.S. E.P.A., Office Water, EPA 822-B-96-001. Washington, D.C.
- Green, J, & W. Swietlik. 2000. A Stream Condition Index (SCI) for West Virginia wadeable streams. *Tetra Tech*: 80 pp.
- Gómez, R. 2003. Modelos conceptuales de funcionamiento de ríos y arroyos. Curso Virtual Ecología de Aguas Continentales. Universidad de Murcia. Disponible en <http://ocw.um.es/ciencias/ecologia/lectura-obligatoria-1/gomez-03.pdf> [Consultado el 27 de diciembre de 2013].
- Hering, D. Feld, C. Moog & O. Ofenböck, T. 2006. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia* (2006) 566:311–324.

- Hilsenhoff, W. L. 1977. Use of arthropods to evaluate water quality of streams. Wisconsin Department Natural Resource Technical Bulletin 100.
- Hilsenhoff, W. L. 1988. Rapid field Assessment of organic pollution with a family-level biotic index. J. N. Am. Benthol. Soc. 7 [1]: 65-68.
- Huet, M. 1954. Biologie, profils en long et en travers des eaux courantes. Bull. Fr. Piscie. 1-75: 41-53.
- Jost, L. 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. Ecology 88:2427–2439.
- Junk W.G.; P.B. Bayley & R.E. Sparks. 1989. The flood pulse concept in river flood-plain systems. In: D.P. Dodge (ed.) Proceedings of the International Large River Symposium (LARS): 110-127 Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106.
- Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. Fisheries 6:21-27.
- Karr, J.R & D.R. Dudley. 1981. Ecological perspective on water quality goals. Environmental Management 5:55-68.
- Karr, J. R. 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. Ecological Applications 1:66-84.
- Klems, D. J., K. A. Blocksom, F. A. Fulk, A. T. Herlihy, R. M. Hughes, P. R. Kaufmann, D. V. Peck, J. L. Stoddard, W. T. Thoeny, M. B. Griffith & W. S. Davies. 2003. Development and evaluation of a Macroinvertebrate Biotic Integrity Index (MBII) for regionally assessing Mid-Atlantic Highlands streams. Environmental Management 31(5):656- 669.
- Kolkwitz, R & W. A. Marsson, 1908. Ecology of plant saprobia. Ver. Dt. Ges. 26:505-519.
- Lake P.S.; L.A. Barmura; A.J. Boulton; I.C. Campbell & R.M. St. Clair. 1986. Australian streams and Northern Hemisphere stream ecology: Comparisons and problems. Proc. Ecol. Soc. Aust. 14:61-82.
- Lindig-Cisneros R. & L. Zambrano. 2007. Aplicaciones prácticas para la conservación y restauración de humedales y otros ecosistemas acuáticos. En: Perspectivas sobre la conservación de ecosistemas acuáticos en México. Sánchez, O, Herzig, M., Peters, E., Márquez-Huitzil, R. & Zambrano, Z. (editores). Instituto Nacional de Ecología-Semarnat, U. S. Fish & Wildlife Service, Unidos para la Conservación. México. pp. 167-188. ISBN: 978-968-817-856-0
- Luna, H. A. 2009. Estudio preliminar del uso de macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad del agua en la Quebrada Mamarramos y en un sector del Río Cane en el Santuario de Flora y Fauna Iguaque. Tesis Especialista en Química Ambiental. Universidad Industrial de Santander. Bucaramanga.

- Margalef, R. 1951. Diversidad de especies en las comunidades naturales. P. Inst. Biol. Appl., 9: 15-27.
- Margalef, R. 1983. Limnología, Ediciones Omega, Barcelona, 1010 p.
- Martínez-Dallos, I. D.. 2013. Índice de estado limnológico fluvial (IELf) para los ríos de la cuenca alta del río Chicamocha en Boyacá, Colombia. Tesis Maestría, Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Tunja.
- Martínez, M. & G. Pinilla. 2014. Valoración de la calidad del agua de tres ciénagas del departamento de Cesar mediante macroinvertebrados asociados a *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae). *Caldasia* 36(2): 305-321.
- Maxted, J.R., M.T. Barbour, J. Gerritsen, V. Poretti, N. Primrose, A. Silvia, D. Penrose & R. Renfrow. 2000. Assessment framework for mid-Atlantic coastal plain streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 19(1): 128- 144.
- Merrit, R. & K. W. Cummis. 1996. An introduction to the Insects of North America. 3ed. Iowa, USA: Kendall Hunt Publishing.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos Para Medir La Biodiversidad. M&T–Manuales Y Tesis Sea, Vol. 1. Zaragoza, 84 Pp.
- Moreno, C. E., F. Barragán, E. Pineda, & N. P. Pavón. 2011. Reanalizando la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82:1249-1261.
- Moya, N. Domínguez, E. Goitia, E & Oberdorff, T. 2011. Desarrollo de un índice multimétrico basado en macroinvertebrados acuáticos para evaluar la integridad biológica en ríos de los valles interandinos de Bolivia. *Ecología Austral* 21:135-147. Agosto 2011. Asociación Argentina de Ecología.
- Moya, N. Tomanova, S. & Oberdorff, T. 2007. Initial development of a multimetric index based on aquatic macroinvertebrates to assess streams condition in the Upper Isiboro-Sécure Basin, Bolivian Amzon. *Hydrobiologia* 589: 107-116.
- Munné A. & Prat, N., 2009. Use of macroinvertebrate-based multimetric indices for water quality evaluation in Spanish Mediterranean rivers. an intercalibration approach with the IBMWP index. *Hydrobiologia* 628, 203–225.
- Munné, A. Sola, C. & Páges, J. 2006. HIDRI: Protocolo para la valoración de la calidad hidromorfológica de los ríos. Barcelona, Agència Catalana de l'Aigua.
- Pérez, M. R., Pineda, R. & Campos, V. 2004. Estructura trófica de las asociaciones de macroinvertebrados acuáticos de manantiales cársticos en la Huasteca Mexicana. *Rev. Biológicas* No. 6: 37-47.



- Pinilla, G. 2010. An index of limnological conditions for urban wetlands of Bogotá city, Colombia. *Ecological Indicators* 10 (2010) 848–856.
- Pinilla, G., Duarte, J. & Vega, L. 2010. Índice de estado limnológico (IEL) para evaluar las condiciones ecológicas de las ciénagas del canal del dique, Colombia. *Acta biol. Colomb.* 15(2): 169 – 188.
- Pinilla-Agudelo, G. A., Rodríguez-Sandoval, E. A. & Camacho-Botero, L. A. 2014. Propuesta metodológica preliminar para la estimación del caudal ambiental en proyectos licenciados por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS), Colombia. *Acta biol. Colomb.* 19(1): 43–60.
- Prat, N., Munné, A., Solá, C., Bonada, N. & Rieradevall, M. 1999. Perspectivas en la utilización de los insectos acuáticos como bioindicadores del estado ecológico de los ríos. Aplicación a ríos mediterráneos. *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 58 (1-2): 181-192.
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R. & Rieradevall, M. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de la calidad de las aguas. En E. Domínguez, & H. Fernandez (Eds.), *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos*. Primera Ed.: 631-654 pp. San Miguel de Tucumán: Fundación Miguel Lillo.
- Pringle, C.M.; R.J. Naiman; G. Bretschko; J.R. Karr; M.W. Owwood; J.R. Webster; R.L. Welcomme; & M.J. Winterbourn. 1988. Patch dynamics in lotic systems: the stream as a mosaic. *Journal of the North American Benthological Society* 7:503-524.
- Roldán, G, 1996. Guía para el estudio de macroinvertebrados del Departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia. Bogotá-Colombia. Universidad de Antioquia. 217 pp.
- Roldán, G, 2003. Bioindicación de la calidad de agua en Colombia, uso del método BMWP/Col. Editorial Universidad de Antioquía. Medellín, Colombia.
- Roldán, G. & J. J. Ramírez. 2008. *Fundamentos de limnología neotropical*. 2ª ed. Editorial Universidad de Antioquia, Universidad Católica de Oriente, Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Medellín, Colombia.
- Rosemond, A.D.; P.J. Mulholland; & J.W. Elwood. 1993. Top-down and bottom-up control of stream periphyton: effects of nutrient and herbivores. *Ecology*, 74: 1264-1280.
- Rosenberg, D & Resh, V. 1993. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall. 488p. New York & London.
- Royer T. V., C. T. Robinson & G. W. Minshall. 2001. Development of Macroinvertebrate-Based index for bioassessment of Idaho Rivers. 63 *Environmental Management* 27(4):627-636.

- Sánchez-Montoya, M.M, Vidal-Abarca, M.R & Suárez, M.L. 2010. Comparing the sensitivity of diverse macroinvertebrate metrics to a multiple stressor gradient in Mediterranean streams and its influence on the assessment of ecological status. *Ecological Indicators*, 10(4): 896–904.
- Segnini, S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos* 16(2):45-63 2003.
- Shannon, C, E & Weaver, W. 1949. The mathematical theory of communication, Urbana, Estados Unidos, The University of Illinois Press.
- Simpson, E, H. 1949. Mesurment of diversity. *Nature*, 163 (4148): 688.
- Soberón, J. & J. Llorente. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology* 7: 480-488.
- Stanley, V.G.; F.J. Swanson; W.A. Mackee & K.W. Cummins. 1991. An ecosystem Perspective of Riparian Zones. Focus on links between land and water. *BioScience* 41(8): 540-551.
- Stribling, J. B., B. K. Jessup, J. S. White, D. Boward & M. Hurd. 1998. Development of a benthic index of biotic integrity for Maryland streams. Report N° CBWP-EA-98-3. Maryland Department of Natural Resources.
- Suberkropp, K. & E. Chauvet. 1995. Regulation of leaf breakdown by fungi in streams: influences of water chemistry. *Ecology*, 76: 1433-1445.
- Townsend C.R. 1989. The patch dynamic concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Societ y*8:36-50.
- Vannote R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing. 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 130-137.
- Vega, E. & Peters, E. 2003. Conceptos generales sobre el disturbio y sus efectos en los ecosistemas. En: Sánchez, O.; Vega, E.; Peters, E. y Monroy-Vichis, M. (eds.). *Conservación de Ecosistemas de Montaña en México*. Méjico. Instituto Nacional de Ecología.
- Villamarín, C., M. Rieradevall, M. J. Paul, M. T. Barbour & N. Prat. 2013. A tool to assess the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Peru: The IMEERA index. *Ecological Indicators*. 29, 79-92.
- Ward J.V. & J.A. Stanford. 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: Fontaine; S.M. Bartell (eds.): 29-42 pp *Dynamics of Lotic Ecosystems*.T.D.. Ann Arbor Science, Ann Arbor, M.I.

- Webster, J.R. & B.C. Patten. 1979. Effects of watershed perturbation on stream potassium and calcium dynamics. *Ecological Monographs* 49: 51-72.
- Weigel, B. M., L. J. Henne & L. M. Martínez-Rivera. 2002. Macroinvertebrate-based index of biotic integrity for protection of stream in west central Mexico. *Journal of the North American Benthological Society* 21(4):686-700.
- Wiseman, C. D. 2003. Multi-metric index development for biological monitoring in Washington State streams. Washington State Department of Ecology. Publication No. 03-03-035.
- Yoder, C. O. & E.T. Rankin. 1995. Biological criteria program development and implementation in Ohio. Pp. 109-144 (Chapter 9) in W.S. Davis y T. Simon (eds.): *Biological Assessment and Criteria: Tools for water Resource planning and Decision Making*. Lewis Publishers. Boca Raton, Florida.



## 9. ANEXOS

**A. Anexo: Bloques y calificaciones del Índice de Hábitat Fluvial (IHF) (adaptado de Acosta *et al.* 2009) para las estaciones de muestreo.**

IHF															
Bloques	Categorías		Puntaje	Chic 1	Chic 2	Chic 3	Chic 4	Gam 1	Mon 1	Mon 2	MS 1	MS 2	MS 3	Nob 1	Nob 2
1. Inclusión de rápidos (Max. 10)	Piedras, cantos y gravas no fijadas por sedimentos finos. Inclusión 0 - 30%.		10					10	10	10					
	Piedras, cantos y gravas poco fijadas por sedimentos finos. Inclusión 30 - 60%.		5	5	5						5	5	5		
	Piedras, cantos y gravas medianamente fijadas por sedimentos finos. Inclusión > 60%.		0			0	0							0	0
2. Frecuencia de rápidos (Max. 10)	Alta frecuencia de rápidos/Relación distancia entre rápidos / anchura del río < 7		10		10			10	10	10					
	Escasa frecuencia de rápidos/Relación distancia entre rápidos / anchura del río 7 - 15		8	8										8	
	Presencia ocasional de rápidos/Relación distancia entre rápidos / anchura del río 15 - 25		6												
	Constancia de flujo laminar o escasez de rápidos/Relación distancia entre rápidos/anchura del río >25		4			4	4				4	4	4		4
	Solo charcas		2												
3. Composición del sustrato (Máx. 20)	% Bloques y piedras (> 64 mm)	1 - 10%	2	2							2	2	2		
		> 10%	5		5			5	5	5					
	% Cantos y gravas (2 mm – 64 mm)	1 - 10%	2				2								
		> 10%	5	5	5			5	5	5	5	5	5		
	% Arena (0,6 mm – 2 mm)	1 - 10%	2		2	2	2						2		
		> 10%	5	5				5	5	5	5	5		5	5
	% Limo y arcilla (< 0,6 mm)	1 - 10%	2	2	2		2	2	2	2					
		> 10%	5			5					5	5	5	5	5
Ausencia de sustrato		0													
4. Regímenes de velocidad / profundidad (Máx.	Poco profundo: < 0,5 m	Las 4 categorías. Lento-	10					10							
				8	8										

IHF															
Bloques	Categorías		Puntaje	Chic 1	Chic 2	Chic 3	Chic 4	Gam 1	Mon 1	Mon 2	MS 1	MS 2	MS 3	Nob 1	Nob 2
10)		profundo, lento-poco profundo, rápido-profundo, rápido-poco profundo.													
		Solo 3 de las 4 categorías	8						8	8					
	Lento:< 0,3 m/s	Solo 2 de las 4	6			6	6				6	6			
		Solo 1 de les cuatro	4											4	4
	5. Porcentaje de sombra en el cauce (Máx. 10)	Sombreado intermitente		10						10	10	10		10	
Totalmente sombreado		7												7	
Grandes claros		5		5			5						5		
Al descubierto		3	3		3	3					3				
6. Elementos de heterogeneidad (Máx. 10)	Hojarasca	10% - 75%	4					4	4	4			4		4
		< 10% ó > 75%	2								2	2		2	
	Presencia de troncos y ramas		2		2	2			2	2			2		
	Raíces descubiertas		2						2	2			2		
	Diques naturales		2									2			
	Ausencia de hojarasca		0												
7. Cobertura de vegetación acuática (Máx. 30)	% Plocon + briófitos (plantas enraizadas, carófitos y musgos y hepáticas) Algas filamentosas	10 - 50%	10												
		< 10% o > 50%	5									5			
	Ausencia		0	0											
	% Pecton (talos planos, laminares o esféricos y perifiton de diatomeas)	10 - 50%	10		10			10	10	10	10	10	10	10	10
		< 10% o > 50%	5	5		5	5								
	Ausencia		0												
	% Fanerógamas + Charales (macrofitas)	10 - 50%	10												
		< 10% o > 50%	5					5				5	5	5	5
	Ausencia		0	0											
PUNTUACION FINAL (SUMATORIA)				43	54	27	24	71	73	73	59	59	60	44	41

**B. Anexo: Bloques y calificaciones del Índice de Calidad de Bosque de Rivera (QBR) (adaptado de Acosta *et al.* 2009) para las estaciones de muestreo.**

Bloques	Categorías	Puntaje	QBR											
			Chic 1	Chic 2	Chic 3	Chic 4	Gam 1	Mon 1	Mon 2	MS 1	MS 2	MS 3	Nob 1	Nob 2
1. Grado de cubierta de la zona de ribera	> 80 % de cubierta vegetal de la ribera	25												
	50-80 % de cubierta vegetal de la ribera	10									10			15
	10-50 % de cubierta vegetal de la ribera	5		5			5	5	5	5		5		
	< 10 % de cubierta vegetal de la ribera	0	0		0	0							0	
2. Estructura de la cubierta (se contabiliza toda la zona de ribera)	recubrimiento de árboles superior al 75 %	25												
	recubrimiento de árboles entre el 50 y 75 % o recubrimiento de árboles entre el 25 y 50% y en el resto de la cubierta los arbustos superan el 25 %	10					10	15	15			10		15
	recubrimiento de árboles inferior al 50 % y el resto de la cubierta con arbustos entre 10 y 25 %	5		5		5				10			10	
	sin árboles y arbustos por debajo del 10 %	0	0		0						10			
2. Calidad de la cubierta	Todas las especies vegetales de ribera autóctonas	25												
	Ribera con <25% de la cobertura con especies de introducidas (Eucalyptus spp., Pinus spp.) o especies arbustivas secundarias (por efecto de sobrepastoreo)	10	15	15			15	15	15	15		10	15	
	Ribera entre 25-80% de la cobertura con especies introducidas o con arbustivas secundarias	5									5			5
	Ribera con >80% de especies introducidas o arbustivas secundarias	0			0	0								
3. Grado de naturalidad del canal fluvial	El canal del río no ha estado modificado	25					25	25	25		25			
	Modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal	10	10	10	10	10				10		10		
	Signos de alteración y estructuras rígidas intermitentes que modifican el canal del río	5												
	Río canalizado en la totalidad del tramo	0											0	0
PUNTUACIÓN FINAL (SUMATORIA)			25	35	10	15	55	60	60	40	50	35	25	35





**C. Anexo: Bloques y calificaciones de la Valoración por perturbación (adaptado de Moya *et al.* 2011) para las estaciones de muestreo.**

Valoración por perturbación														
Bloques	Categorías	Puntaje	Chic 1	Chic 2	Chic 3	Chic 4	Gam 1	Mon 1	Mon 2	MS 1	MS 2	MS 3	Nob 1	Nob 2
1. Perturbación doméstica o urbana	Pristinas	5												
	Poco alteradas	4							4		4			
	Medianamente alteradas	3					3					3		3
	Muy alteradas	2	2	2	2			2		2			2	
	Fuertemente contaminadas	1				1								
2. Perturbación agrícola	Pristinas	5												
	Poco alteradas	4												
	Medianamente alteradas	3					3							3
	Muy alteradas	2		2				2	2			2	2	
	Fuertemente contaminadas	1	1		1	1				1	1			
3. Perturbación minera	Pristinas	5					5	5	5					
	Poco alteradas	4												
	Medianamente alteradas	3				3								
	Muy alteradas	2								2	2	2		
	Fuertemente contaminadas	1	1	1	1								1	1
PUNTAJE TOTAL (SUMATORIA)			4	5	4	5	11	9	11	5	7	7	5	7

## D. Anexo: Resultados de las variables fisicoquímicas para las estaciones de muestreo.

Parámetro	Chic 1	Chic 2	Chic 3	Chic 4	Gam 1	Mon 1	Mon 2	MS 1	MS 2	MS 3	Nob 1	Nob 2
Temperatura	21.4	14.9	21.6	20.7	12.5	12.2	13.4	14	16.1	19.4	16.3	14.1
pH	7.8	7.8	7.9	7.9	8.5	8.5	7.8	8	8.6	8.8	7.5	7.8
Oxígeno Disuelto	5.3	6.1	3.6	5.4	9.4	9.7	9.6	5.5	7.2	7.4	6.32	6.21
% Saturación De O <sub>2</sub>	65	66	44	65	97	99	101	58	79	87	71	66
Conductividad	535	148	555	465	59	27	40	482	437	420	767	825
Sólidos disueltos totales	307	128	293	114	39	28.9	28.2	239	238	237	607	687
Fosfatos	0.075	0.042	0.099	0.11	0.028	0.04	0.037	0.028	0.021	0.021	0.342	0.367
Nitratos	1.51	0.804	0.327	1.34	0.056	0.233	0.229	0.304	0.276	0.201	0.406	0.412
DBO5	7	7	7	8	2	2	2	2	2	2	2	2
DQO	12	11	12	12	1	1	1	4	5	5	8	7

**E. Anexo: Resultados de la composición de macroinvertebrados para cada una de las estaciones de muestreo.**

PHYLLUM	Orden	Familia	Chic 1	Chic 2	Chic 3	Chic 4	Gam 1	Mon 1	Mon 2	MS 1	MS 2	MS 3	Nob 1	Nob 2
Annelida	Rhynchobdellae	Glossiphoniidae					2		2					
Annelida	Clitellata	Tubificidae	40		16	2								
Annelida	Haplotaxida	Enchytraeidae		1		13								
Annelida	Haplotaxida	Lumbricidae			1	3						4		
Annelida	Haplotaxida	Haplotaxidae			1									
Arthropoda	Arachnoidea	Nephilidae											2	4
Arthropoda	Arachnoidea	Pisauridae									2	2	1	
Arthropoda	Amphipoda	Hyalellidae								15	12			
Arthropoda	Coleoptera	Chrysomelidae												3
Arthropoda	Coleoptera	Dytiscidae sp 1												2
Arthropoda	Coleoptera	Dytiscidae sp 2												2
Arthropoda	Coleoptera	Elmidae		1			1	4					1	
Arthropoda	Coleoptera	Gyrinidae sp 1								13	12			4
Arthropoda	Coleoptera	Gyrinidae sp 2										3		
Arthropoda	Coleoptera	Hydrophilidae						1						
Arthropoda	Coleoptera	Scirtidae						1						
Arthropoda	Diptera	Blephariceridae					2	1	1					
Arthropoda	Diptera	Ceratopogonidae								2	1			
Arthropoda	Diptera	Chironomidae sp 1		1			29	8	10	1	20	37		
Arthropoda	Diptera	Chironomidae sp 2	3	19		3	1							
Arthropoda	Diptera	Chironomidae sp 3		9							5	1	4	
Arthropoda	Diptera	Chironomidae sp 4	2											
Arthropoda	Diptera	Culicidae			1						6	2	1	56
Arthropoda	Diptera	Dolichopodidae												4
Arthropoda	Diptera	Muscidae									1			
Arthropoda	Diptera	Simuliidae		9			17	12	12		6			
Arthropoda	Diptera	Stratiomyidae									3			
Arthropoda	Diptera	Tipulidae sp 1							1	2			1	
Arthropoda	Diptera	Tipulidae sp 2										1		
Arthropoda	Ephemeroptera	Baetidae sp 1		3			94	40	101					
Arthropoda	Ephemeroptera	Baetidae sp 2		1										
Arthropoda	Ephemeroptera	Baetidae sp 3		3			1	1	2				1	
Arthropoda	Ephemeroptera	Leptohyphidae					5	9	1					
Arthropoda	Ephemeroptera	Leptophlebiidae					2	1						
Arthropoda	Hemiptera	Gerridae								3				
Arthropoda	Hemiptera	Mesovellidae						4						
Arthropoda	Lepidoptera	Noctuidae			1									
Arthropoda	Lepidoptera	Pyalidae											1	1
Arthropoda	Odonata	Aeshnidae sp 1								1	20	1		5
Arthropoda	Odonata	Aeshnidae sp 2								6	5			
Arthropoda	Odonata	Coenagrionidae									2			
Arthropoda	Odonata	Corduliidae									10			
Arthropoda	Plecoptera	Perlidae					1	5						
Arthropoda	Trichoptera	Helicopsychidae					1	15	3					
Arthropoda	Trichoptera	Hydrobiosidae						8	3	1			4	
Arthropoda	Trichoptera	Hydropsychidae						1						
Arthropoda	Trichoptera	Hydroptilidae						2			9			
Arthropoda	Trichoptera	Leptoceridae					3	20						

**F. Anexo: Valores de las correlaciones de Spearman para las variables fisicoquímicas.**

	Temperatura	pH	Oxígeno Disuelto	Conductividad	SDT	Fosfatos	Nitratos	DBO5	DQO	IHF	QBR
Temperatura	x										
pH	-0.164	x									
Oxígeno Disuelto	-0.762	0.336	x								
Conductividad	0.601	-0.450	-0.699	x							
SDT	0.524	-0.379	-0.594	0.944	x						
Fosfatos	0.316	-0.773	-0.467	0.625	0.484	x					
Nitratos	0.559	-0.632	-0.769	0.594	0.524	0.716	x				
DBO5	0.660	-0.283	-0.752	0.193	0.050	0.430	0.723	x			
DQO	0.888	-0.421	-0.870	0.650	0.558	0.603	0.842	0.828	x		
IHF	-0.761	0.416	0.874	-0.804	-0.653	-0.715	-0.814	-0.696	-0.915	x	
QBR	-0.901	0.359	0.848	-0.739	-0.615	-0.606	-0.696	-0.707	-0.941	0.911	x

**G. Anexo: Resultado del cálculo de las 21 métricas candidatas para conformar el índice multimétrico para cada una de las estaciones de muestreo.**

Categoría	Métrica	Respuesta hipotética con la perturbación antropogénica	Chic 1	Chic 2	Chic 3	Chic 4	Gam 1	Mon 1	Mon 2	MS 1	MS 2	MS 3	Nob 1	Nob 2
Riqueza y composición taxonómica	Riqueza total de familias	Disminuye	2	5	6	4	11	16	9	9	15	9	10	8
	Riqueza de familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT)	Disminuye	0	1	0	0	6	9	4	2	2	1	2	0
	Número de individuos de EPT	Disminuye	0	7	0	0	107	102	112	3	12	1	5	0
	% en abundancia de EPT	Disminuye	0.0	14.9	0.0	0.0	67.3	76.7	82.4	6.5	10.2	1.5	27.8	0.0
	% Chironomidae	Aumenta	11.1	61.7	0.0	14.3	18.9	6.0	7.4	2.2	21.2	58.5	22.2	0.0
	% Ephemeroptera	Disminuye	0.0	14.9	0.0	0.0	64.2	38.3	76.5	0.0	0.0	0.0	5.6	0.0
	% Plecoptera	Disminuye	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	3.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	% Trichoptera	Disminuye	0.0	0.0	4.8	0.0	2.5	34.6	4.4	6.5	11.0	21.5	22.2	0.0
	% Coleoptera	Disminuye	0.0	2.1	0.0	0.0	0.6	4.5	0.0	28.3	10.2	4.6	5.6	13.6
	% Odonata	Aumenta	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	15.2	31.4	1.5	0.0	6.2
	% Diptera	Aumenta	11.1	80.9	4.8	14.3	30.8	15.8	17.6	10.9	35.6	63.1	33.3	74.1
Abundancia	Abundancia total de individuos	Disminuye	45	47	21	21	159	133	136	46	118	65	18	81
	Abundancia de Chironomidae	Aumenta	5	29	0	3	30	8	10	1	25	38	4	0
Composición trófica (% en abundancia)	% Recolectores	Aumenta	100	78.72	90.47	100	86.16	60.15	85.29	34.78	39.83	67.69	33.34	69.13
	% Desmenuzadores	Disminuye	0	0	4.76	0	0.63	12.78	2.94	4.34	7.62	1.53	11.11	1.23
	% Raspadores	Disminuye	0	2.12	4.76	0	1.88	4.51	0.73	0	0.84	0	16.6	0
	% Filtradores	Variable	0.0	19.1	0.0	0.0	10.7	9.0	8.8	0.0	5.1	0.0	0.0	0.0
	% Depredadores	Disminuye	0	0	0	0	0.62	13.53	2.21	60.86	46.6	10.77	38.89	29.63
Tolerancia	Número de individuos de Chironomidae	Aumenta	5	29	0	3	30	8	10	1	25	38	4	0
	% en abundancia de Chironomidae	Aumenta	11.1	61.7	0.0	14.3	18.9	6.0	7.4	2.2	21.2	58.5	22.2	0.0
	BMWP	Disminuye	5	41	6	3	87	120	65	55	70	36	34	48

## H. Anexo: Correlación de Spearman entre las métricas candidatas para conformar el índice multimétrico y el gradiente ambiental.

Métricas	Correlación entre las métricas y el gradiente ambiental
Riqueza total de familias	-0.46
Riqueza de familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT)	-0.87
Número de individuos de EPT	-0.94
% en abundancia de EPT	-0.92
% Chironomidae	-0.02
% Ephemeroptera	-0.89
% Plecoptera	-0.65
% Trichoptera	-0.28
% Coleoptera	0.30
% Odonata	0.25
% Diptera	0.12
Abundancia total de individuos	-0.78
Abundancia de Chironomidae	-0.30
% Recolectores	-0.16
% Desmenuzadores	-0.18
% Raspadores	0.11
% Filtradores	-0.72
% Depredadores	0.36
Número de individuos de Chironomidae	-0.30
% en abundancia de Chironomidae	-0.02
BMWP	-0.76

# **I. Anexo: Valores de las correlaciones de Spearman para las métricas preseleccionadas.**

Métricas	Riqueza de familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT)	Número de individuos de EPT	% en abundancia de EPT	% Ephemeroptera	% Plecoptera	Abundancia total de individuos	% Filtradores	BMWP
Riqueza de familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT)	x							
Número de individuos de EPT	0.9	x						
% en abundancia de EPT	0.9	1.0	x					
% Ephemeroptera	0.7	0.8	0.9	x				
% Plecoptera	0.7	0.5	0.5	0.6	x			
Abundancia total de individuos	0.6	0.7	0.6	0.6	0.6	x		
% Filtradores	0.6	0.8	0.7	0.8	0.6	0.7	x	
BMWP	0.8	0.8	0.7	0.6	0.7	0.9	0.7	x

**J. Anexo: Resultados del cálculo de la Eficiencia Discriminativa ED de las métricas seleccionadas para diferenciar sitios de referencia y sitios impactados.**

		Estaciones de referencia														ED %
Categoría	Métrica	Chic 1	Chic 2	Chic 3	Chic 4	Gam 1	Mon 1	Mon2	MS 1	MS 2	MS 3	Nob 1	Nob 2	Percentil (0,25)	Percentil (0,75)	
Riqueza y composición taxonómica	Riqueza de familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT)	0	1	0	0	6	9	4	2	2	1	2	0	4	9	100
	% Ephemeroptera	0	14.9	0	0	64.1	38.3	76.5	0	0	0	5.6	0	38	76.5	100
	% Plecoptera	0	0	0	0	0.63	3.7	0	0	0	0	0	0	0	3.7	100
Abundancia	Abundancia total de individuos	45	47	21	21	159	133	136	46	118	65	18	81	133	159	100
Composición trófica (% en abundancia)	% Filtradores	0	19.1	0	0	10.7	9.02	8.8	0	5.1	0	0	0	9	10.7	88.9
Tolerancia	BMWP	5	41	6	3	87	120	65	55	70	36	34	48	65	120	88.9



**K. Anexo: Resultado del desarrollo del índice multimétrico mediante la estandarización entre 0 y 100 de los valores calculados de cada métrica, valor del índice multimétrico para cada estación y Eficiencia Discriminativa ED del índice.**

Categoría	Métrica	Chic 1	Chic 2	Chic 3	Chic 4	Gam 1	Mon 1	Mon 2	MS 1	MS 2	MS 3	Nob 1	Nob 2		
Riqueza y composición taxonómica	Riqueza de familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT)	0	11.3	0	0	67.6	101.4	45.	22.5	22.5	11.3	22.5	0		
	% Ephemeroptera	0	19.6	0	0	84.4	50.5	100.6	0	0	0	7.3	0		
	% Plecoptera	0	0	0	0	17.3	103.4	0	0	0	0	0	0		
Abundancia	Abundancia total de individuos	32.1	33.5	14.9	14.9	113.5	94.9	97.1	32.8	84.3	46.4	12.8	57.8		
Composición trófica (% en abundancia)	% Filtradores	0	101.8	0	0	56.8	47.9	46.9	0	27.	0	0	0		
Tolerancia	BMWP	4.3	35.4	5.2	2.6	75.2	103.7	56.2	47.5	60.5	31.1	29.4	41.5	Percentil (0,25)	ED %
	Valor del Índice multimétrico	6	34	3	3	69	84	58	17	32	15	12	17	57.6	100

**L. Anexo: Valores calculados de los índices: diversidad verdadera, índice ETP, BMWP/Col, ASTP, ABI y el índice multimétrico propuesto para cada estación de muestreo.**

	Chic 1	Chic 2	Chic 3	Chic 4	Gam 1	Mon 1	Mon 2	MS 1	MS 2	MS 3	Nob 1	Nob 2
Diversidad verdadera	9	27	16	16	22	49	15	37	67	22	45	18
Riqueza ETP	0	1	0	0	6	9	4	2	1	2	2	0
BMWP	5	41	6	3	87	120	65	55	70	36	34	48
ASTP	2	5	1	1	7	7	7	6	4	4	3	5
ABI	5	28	6	3	80	107	58	53	65	31	33	29
Índice Multimétrico	6	34	3	3	69	84	58	17	32	15	12	17

**M. Anexo: Valores calculados de la estandarización de los índices: diversidad verdadera, índice EPT, BMWP/Col, ASTP, ABI y el índice multimétrico propuesto, con la EQR (Relación de Calidad Ecológica).**

	ERQ											
	Chic 1	Chic 2	Chic 3	Chic 4	Gam 1	Mon 1	Mon 2	MS 1	MS 2	MS 3	Nob 1	Nob 2
Diversidad verdadera	0.3	0.9	0.6	0.6	0.8	1.7	0.5	1.3	2.3	0.8	1.5	0.6
Riqueza ETP	0.0	0.2	0.0	0.0	0.9	1.4	0.6	0.3	0.2	0.3	0.3	0.0
BMWP	0.1	0.5	0.1	0.0	1.0	1.3	0.7	0.6	0.8	0.4	0.4	0.5
ASTP	0.2	0.7	0.1	0.1	1.0	1.0	1.0	0.8	0.6	0.5	0.5	0.8
ABI	0.1	0.3	0.1	0.0	1.0	1.3	0.7	0.6	0.8	0.4	0.4	0.4
Índice Multimétrico	0.1	0.5	0.0	0.0	1.0	1.2	0.8	0.2	0.5	0.2	0.2	0.2